

Effekt av nitrattillsats på algblomning

Britt-Marie Pott

Nils Cronberg

Heléne Annadotter

Stefan Johnsson

Gertrud Cronberg



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

SV-Utveckling styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje Kommun
Olof Bergstedt	Göteborg Vatten
Lena Söderberg	Svenskt Vatten AB
Per Fåhraeus	Varbergs Kommun
Carina Färm	Eskilstuna Energi & Miljö AB
Daniel Hellström	Svenskt Vatten AB
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Marie Nordkvist Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Ulf Thysell	VA SYD
Susann Wennmalm	Käppalaförbundet
Fred Ivar Aasand	Norsk Vann, adjungerad

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Effekt av nitrattillsats på algblooming
Title of the report:	Effect of nitrate addition on algae bloom
Rapportnummer:	2009-14
Författare:	Britt-Marie Pott, Sydvatten AB; Nils Cronberg, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet; Heléne Annadotter, Regito Research Center on Water and Health; Stefan Johnsson, Sydvatten AB; Gertrud Cronberg, Gertrud Cronberg enskild firma
Projektnummer:	27-101
Projektets namn:	Försök med kalciumnitrat för att reducera vattenblooming med blågrönalger
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling och Sydvatten AB
Rapportens omfattning	
Sidantal:	42
Format:	A4
Sökord:	Blågrönalger, Cyanobakterier, Blomning, Infiltration, Dricksvatten, Nitrattillsats
Keywords:	Blue green algae, Cyanobacteria, Bloom, Infiltration, Drinking water, Nitrate addition
Sammandrag:	Försök med tillsats av nitrat för att förhindra blomning av cyanobakterier har genomförts i infiltrationsdammar i Vomb. Resultaten visade varken på tillväxthämning eller tillväxtökning. Halten microcystin reducerades inte heller.
Abstract:	Addition of nitrate was done in infiltration ponds at the Vomb plain to test if bloom of cyanobacteria could be prevented. The results indicated neither reduction nor increase in growth. The concentration of microcystin was not reduced.
Målgrupper:	Dricksvattenproducenter som använder konstgjord infiltration
Omslagsbild:	Cyanobakterier i en infiltrationsdamm i Vomb 2007. Foto: Britt-Marie Pott
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2009
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Ända sedan 1940-talet har Vombsjön undersökts i varierande form. Den till ytan lilla sjön har ett tämligen stort tillrinningsområde huvudsakligen från jordbruksmark. En karakterisering har visat att över 80 % av området utgörs av åker- och betesmark. Sjön används sedan slutet av 1940-talet som källa för den konstgjorda infiltration som görs i ett stort antal dammar sydväst om sjön. För att förstå problematiken kring algblooming och negativa konsekvenser med bildning av blågrönalger har Sydvatten genomfört en lång rad av försök i infiltrationsområdets dammar tillsammans med Limnologiska avdelningen vid Lunds universitet. Blågrönalger, eller cyanobakterier, kan bilda giftiga algtoxiner, som i värsta fall kan passera beredningen vid vattenverket och hamna i utgående dricksvatten, om än i mycket låga halter.

Vitt skilda försök med halm, djurplankton, växter, rovfisk, enzym och lera har genomförts i både pilot- och fullskaleförsök i dammarna under ett flertal år. Försök har även gjorts med så kallade tredammskombinationer där en inloppsdamm har använts för avsiktlig sedimentation. Inget av försöken har gett entydiga, positiva resultat för dammdriften. En orienterande studie med tillsats av kväve indikerade emellertid en minskning av bildning av blågrönalger, och därför ville vi genomföra en studie på mera vetenskaplig grund för att utröna om kalciumnitrattillsats i försöksdammarna kan reducera algbloomingen. Det är inte enbart intressant att studera blågrönalgbildningen specifikt, utan också den totala algbiomassan. Vid extrema vädersituationer, som det mycket solrika året 2003, kan algmängden medföra kraftig kapacitetsnedsättning av infiltrationen i dammarna.

Även om denna rapport inte entydigt pekar mot ett resultat som motsvarar hypotesen, så hoppas vi att den kan bidra till kunskapsläget på ett positivt sätt.

Britt-Marie Pott har genomfört projektet på ett utmärkt sätt utan att rädas ett kritiskt förhållningssätt till resultaten och slutsatserna. Jag vill särskilt tacka Nils Cronberg, Heléne Annadotter samt Gertrud Cronberg för deras medverkan i projektet, men också andra här ej namngivna personer som bidragit med kunskap och erfarenheter till rapporten.

Malmö, mars 2009

Stefan Johnsson, Sydvatten AB
Projektledare

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
2 Cyanobakterier	10
3 Reduktion av algblomning	13
4 Vombsjön	16
5 Vombfältet	19
6 Försöksbeskrivning	22
6.1 Nitrat.....	23
6.2 Provtagning och analysparametrar	24
7 Resultat	26
7.1 Vattenkemiska parametrar	27
7.2 Tillväxt.....	30
7.3 Toxin.....	33
8 Diskussion	35
Referenser.....	39

Sammanfattning

Cyanobakterier utgör ett problem i sjöar då de ibland uppstår snabbt i mycket stor omfattning. Dessa mikroorganismer, som funnits på jorden under mycket lång tid, är anpassningsbara och drar nytta av de näringsrika förhållanden som finns i många sjöar. Problemet utgörs både av att cellernas yta kan ha toxiska egenskaper, samt av det faktum att vissa stammar producerar vattenlösliga gifter som läcker ut från cellerna. Självklart vore det bäst om massutveckling, så kallad blomning, kunde förhindras helt och hållet med en stabil och säker metod. Detta är dock inte möjligt i dagsläget, men det finns ett antal teorier om vilka förutsättningar som kan missgynna cyanobakterier.

Då cyanobakterier väl kommit att dominera under den varma tillväxtperioden är de svåra att få bukt med. Detta beror delvis på deras stora anpassningsförmåga och att de har låga krav på sin omgivning, men också på att det är svårt att förändra förutsättningarna utan att det får andra negativa konsekvenser.

Förhållanden som är fosforbegränsade kan cyanobakterier klara av under kortare perioder men i längden leder det till en lägre total tillväxt. Fosforbegränsning hämmar därför tillväxten långsiktigt, vilket inte nitratbegränsning gör då det finns arter av cyanobakterier som tål detta alldeles utmärkt. Vissa metoder går därför ut på att förändra förhållandena från kväve- till fosforbegränsande. Ett sätt att göra detta är att tillsätta kväve för att snabba på förloppet med minimeringen av cyanobakterier. I det långa loppet krävs det dock stabilt minskade fosforhalter för att få en självunderhållande kvarstående effekt. På vägen dit kan dock nitrat tillsats vara en kortsiktig lösning, om inga andra negativa konsekvenser uppstår.

De försök som gjorts inom ramen för det här presenterade projektet genomfördes i syfte att studera vilka effekter som en konstgjord fosforbegränsning efter tillsats av nitrat kan medföra. Försöket genomfördes i infiltrationsdammar på Vombfältet. Dammarna saknar bottensediment vilket innebär att de inte har någon intern fosforbelastning. Tillförseln av fosfor sker enbart via inströmmande vatten med den för Vombsjön naturliga variationen. Detta innebär att effekterna som nitrat tillsatsen medför i vattenmassan kan studeras separat.

Tillförsel av nitrat skedde under höstblomningen av cyanobakterier och resultaten är därför begränsade till den perioden.

Nitrat tillsatsen resulterade inte i någon minskning av cyanobakterier eller microcystin (toxin), men det blev inte heller någon ökad tillväxt av andra alger jämfört med i referensen. Totalt sett så kunde varken positiva eller negativa effekter detekteras under de rådande försöksbetingelserna. Avsaknaden av skillnad mellan de dammar som fått nitrat och de som inte fått det kan bero på en kort tillsatsperiod. Det går alltså inte att uttala sig om vad som sker under vintern, våren och sommaren baserat på dessa resultat.

Summary

Cyanobacteria pose a problem in lakes when they sometimes propagate quickly to form dense populations. These micro-organisms have been around on earth for a long time, they are very versatile and benefit from the nutrient rich conditions that exist in many lakes. The problems are due to both the cells surfaces that may have toxic properties and to the fact that some strains produce water soluble toxins that leak from the cells. The optimal solution would be to prevent the development of the dense populations, called blooms, completely with a reliable and safe method. At the current state this is not possible but there are a number of theories concerning how to change the environmental conditions to disfavour cyanobacteria.

Once the cyanobacteria have gained dominance they are difficult to eliminate. This is partly due to their versatility and their low environmental demands on the surroundings, but also to the difficulties in changing the conditions without negative side effects.

Cyanobacteria can survive phosphorus limited conditions during short periods of time while longer periods results in decreased total growth. Limitation in phosphorous access therefore reduces the long term growth, which is not the case for reduced access of nitrate that certain species of cyanobacteria clearly overcome. This is the reason why some methods of treatment focus on altering the conditions from nitrogen to phosphorus limited. One way to accomplish this is to add nitrogen in order to speed up the reduction of cyanobacteria. In the long run a lasting situation with low levels of phosphorus is necessary in order to reach a self sustainable situation. In reaching this goal the additions of nitrogen is a short-time solution, unless other negative side effects develop.

The tests made within the project presented here were designed to study the effects of artificial limitation of phosphorus due to addition of nitrate. The experiment was conducted in infiltration ponds at the Vomb plain. The ponds lack sediment and therefore they do not have any internal phosphorus loading. Phosphorus is solely derived from the incoming water and following the natural variation of Lake Vombsjön. This means that the effects of nitrate additions in the water body can be studied separately.

Addition of nitrate was done during the autumn bloom of cyanobacteria and therefore the results are applicable only to this period.

The increased level of nitrate did not result in reduction of neither cyanobacteria nor microcystin compared to the reference. Altogether there was no increase in growth of other algae either. Overall neither positive nor negative effects could be detected under the prevailing circumstances during the experiment. The lack of difference between the ponds receiving nitrate and the untreated controls might be due to the short period of addition. Based on this experiment it is not possible to tell what the result would be with additions done during winter, spring and summer.

1 Inledning

Konstgjord grundvattenbildning via damminfiltration är i Sverige en vanlig metod att öka tillgången på grundvatten i en akvifer. De biologiska och kemisk/fysikaliska reningsprocesser som sker i marken under infiltrationen är viktiga för att åstadkomma en god vattenkvalitet i uttagsbrunnarna. Dessa reningsprocesser påverkas i stor utsträckning av vattenkvaliteten i det infiltrerande vattnet, det vill säga vattnet i infiltrationsdammarna. Detta vatten är i sin tur starkt beroende av vattenkällans kvalitet samt vilka förbehandlingssteg som skett före inloppet i infiltrationsdammarna.

Då en eutrof (närringsrik) sjö utnyttjas som vattentäkt belastas reningsprocesserna som omvandlar det till dricksvatten hårdare än om en oligotrof (närringsfattig) sjö används. Detta gäller även för konstgjord infiltration. Närringsrika förhållanden i en sjö leder dessutom till ökad risk för oönskad tillväxt av mikroorganismer och förändrad näringsbalans i vattnet. Ett vanligt fenomen i övergödda sjöar är att den stora tillväxten ger ökad produktion av organiskt material. Vid sedimentation och därefter nedbrytning av detta material förbrukas stora mängder syre vilket medför risk för syrebrist vid sedimenten. Syrebrist kan i sig leda till att fiskar och andra djur dör, men även till att fosfor frisläpps från fast material i sedimenten och därför återförs till vattenmassan. En ökad intern fosforbelastning drar den onda spiralen ett varv till och det blir ytterligare svårare att ta sjön ur övergödningssituationen. En högre närringstillförsel än vad omsättningen i sjön klarar av leder obönhörligen till att sedimenten blir mer närringsrika än de borde vara. Då denna situation i många fall pågått under många år blir det svårt att bryta trenden. För att över huvud taget ha en möjlighet att återställa balansen måste främst fosfortillförseln minskas, men den interna fosforbelastningen kommer att fördröja effekten avsevärt.

En typ av mikroorganismer som drar nytta av närringsrika förhållanden är cyanobakterier (*Cyanobacteria*, även kallade blågrönalger, *Cyanophyta*). Värme i kombination med i första hand höga halter av fosfor leder till att cyanobakterier kan massutvecklas och ansamlas i vattenmassan så att de blir tydliga för blotta ögat, vattnet blommar. Döda och halvdöda cyanobakterier flyter upp till vattenytan och ger den en blågrön färg. Cyanobakterier har en mycket stor anpassningsförmåga och olika arter återfinns i mycket skiftande miljöer till exempel sjöar, hav, ökensand, heta källor, snö, is och saltsjöar. Deras anpassningsförmåga gör att de snabbt kan dra nytta av gynnsamma förhållanden och de kan orsaka blomningsfenomen i närringsrika sjöar. Vissa stammar av cyanobakterier producerar olika typer av toxiner (Cronberg & Anadotter 2006) varför en blomning kan leda till produktion av höga halter toxin. Dessa toxiner är persistenta och kan finnas kvar i vattnet en tid efter att algerna dött och brutits ned eller sedimenterat. Algblomning medför alltså en ökad risk för att vattnet är toxiskt.

Problemet med blomning av cyanobakterier är stort i vissa sjöar och fenomenet är ofta årligt återkommande. Ett blommande vatten ökar

risken för att toxiner transporteras till infiltrationsdammarna och därmed belastar de biologiska processerna under infiltrationen hårt. Stora mängder cyanobakterier kan utgöra ett problem, oavsett om det är en toxisk blomning eller ej, då infiltrationskapaciteten i dammarna sjunker på grund av igensättningsfenomen.

Det finns flera olika teorier om vilka åtgärder som kan vidtas för att minimera uppkomsten av blomningarna (Chorus & Bartram 1999), en av dessa behandlas i denna rapport. En möjlighet som framförts är att tillföra en alternativ elektronacceptor till mikroorganismerna i bottensedimenten som ersättning för syre, för att minimera den interna fosforbelastningen. Alla mikroorganismer behöver elektronacceptorer och syre är en sådan. Brist på syre leder till att andra elektronacceptorer används i stället, först nitrat och sedan sulfat. När sulfat används bildas sulfid som binder järn, i samband med detta frigörs fosfat från järnfosfat som finns i sedimenten. För att förhindra den interna fosforbelastningen skulle alltså syre eller nitrat kunna tillföras till bottensedimenten. Om fosfortillgången i vattenmassan inte stiger under sommaren så har cyanobakterier mindre möjlighet att orsaka blomningsfenomen vilket i sin tur minskar risken för toxinbildning. Tillförsel av nitrat skulle även kunna påverka cyanobakterier direkt då det medför en förändrad kväve-fosforkvot (N/P kvot). En ökad kväve-fosforkvot anses missgynna cyanobakterier i förhållande till andra fotosyntetiserande organismer (se utförligare redogörelse nedan). En bieffekt, som också är av intresse, är om andra mikroorganismer och alger gynnas av den ökade kvävetillgången eller ej. För dricksvatten finns gränser för de olika kvävefraktionerna och en nitrattillsats får inte ge en ökad kvävehalt i det färdiga vattnet då detta kan resultera i för höga nitrithalter. En ökad kvävehalt i det färdiga dricksvattnet är inte önskvärd, då det även kan leda till oönskade fenomen i ledningsnätet. För Vombverkets del är det därför av vikt att kvävet omsätts av mikroorganismerna i infiltrationsdammarna och inte transporteras vidare i sandlagren. I försöket som presenteras i denna rapport är det effekterna av den ökade kvävetillgången och den förändrade kväve-fosforkvoten i vattenmassan, inte i sedimenten, som studerats.

Vombsjön är en eutrof sjö vars vatten används för konstgjord grundvattenbildning i Vombfältet. Härifrån tas vatten till Malmö och ett antal kommuner i närheten. Totalt 320 tusen personer är direkt beroende av vattenproduktionen vid Vombverket. Det är dock upp till 750 tusen personer som påverkas av kapaciteten vid Vombverket då produktionen vid Vombverket och Ringsjöverket totalt försörjer så många personer. I Vombfältet finns ett femtiotal dammar och försöket, som beskrivs i denna rapport, har genomförts i två av dessa. Ur ett infiltrationsperspektiv är försöket således av fullskalestorlek. Om studien betraktas utifrån ett sjöperspektiv blir det mer av pilotkaraktär. Det är stor skillnad mellan dammarna och en sjö men vattenvolymen i dammarna kan ses som en lösryckt del av vattenmassan i en sjö. Till exempel så påverkar ökade fosforhalter, orsakade av intern fosforbelastning i Vombsjön, vattenkvaliteten i dammarna även om frigörelseprocessen sker på ett annat ställe. Infiltrationsdammarna har inget välutbildat sediment, vilket nästan alla sjöar har, och kan därför inte heller ha någon egen intern fosforbelastning.

2 Cyanobakterier

Cyanobakterier kallades förut för blågrönalger då de ofta har en blågrön färg. De är egentligen en speciell typ av bakterier, som har möjlighet att genomföra fotosyntes, varför det nyare namnet används i denna text. Fotosyntesen är samma process som den som finns i växter och cyanobakterier innehåller också klorofyll. De innehåller dock ofta även andra pigment vilket ger dem förmåga att använda olika våglängder av solljuset. Förutom grönt klorofyll kan de ha blått fykocyanin vilket ger dem den karakteristiska blågröna färgen (Beckman–Sundh 1997). En del arter har rött pigment, fykoerytrin, och blomning av dessa ger upphov till rött vatten. Grumligt och färgat vatten orsakas dock inte alltid av cyanobakterier.

Dessa mikroorganismer är inte nya ur ett evolutionärt perspektiv. De är tvärtom sannolikt bland de första organismerna som koloniserade jorden. Cyanobakterier utvecklades för mer än 2000 miljoner år sedan (Chorus & Bartram 1999). En av anledningarna till att de överlevt så länge är att de har en stor anpassningsförmåga och därmed kan tåla ändringar i sin livsmiljö. För att överleva har de väldigt låga krav, fotosyntesen ger dem energi så de behöver endast koldioxid som kolkälla. Under fotosyntesen lagrar de energirika kolföreningar som senare används då fotosyntesen inte fungerar, till exempel under natten.

Cyanobakterier tål inte mer ljus än andra organismer, snarare tvärtom, men då det är lite sämre tillgång till ljus har de en fördel eftersom de inte har lika höga krav på bra ljuskvalitet. Detta gör att andra fotosyntetiserande organismer slutar växa när vattnet blir grumligt av en god tillväxt, men cyanobakterier kan fortsätta att frodas nere i vattenmassan ändå.

Förutom energi och kol behövs kväve och fosfor som makronäringsämnen. Vid god tillgång på fosfor kan detta ämne lagras internt i cellen för flera celldelningar framåt. En cell med fosforlager kan delas i upp till 32 stycken celler utan att nytt fosfor finns att tillgå i omgivningen (Chorus & Bartram 1999). Detta ger självklart en konkurrensfördel jämfört med de organismer som måste vänta på ny fosfor utifrån. Dålig tillgång på fosfor i ytvattnet leder till färre gasblåsor och därmed till att cellerna sjunker till botten. Gasblåsorna bildas av vissa arter av cyanobakterier och ger dessa en möjlighet att reglera sin position i vattenmassan. Vid botten finns det vid intern fosforbelastning tillgång till löst fosfor. Fosfor lagras i cellen och med hjälp av fotosyntes kan nya gasblåsor bildas, cyanobakterierna stiger sedan i vattenmassan för att nyttja de optimala förutsättningarna med avseende på ljus och kväve. Cyanobakterierna är effektiva på att använda den fosfat som finns tillgänglig. Vid fosforbrist kan de däremot inte fortsätta att växa i samma utsträckning som vid större tillgång på fosfor. Vid god tillgång på fosfor växer även andra fytoplankton vilket leder till grumligare vatten. Ett grumligare vatten gynnar cyanobakterierna då dessa har förhållandevis låga ljuskrav. En god tillgång på fosfor gynnar alltså cyanobakterierna på mer än ett sätt.

Kväve är också nödvändigt och även det kan lagras. De fotosyntetiserande pigmenten är rika på kväve. Dessutom har en del cyanobakterier förmåga att ta upp kväve i gasform, kväve-fixering. Detta sker antingen i speciella tjockväggiga celler, så kallade heterocyter, samtidigt med fotosyntesen, eller i de vanliga cellerna men endast under natten då fotosyntesen inte bildar syre. Anledningen till uppdelning i speciella kvävefixerande celler är att de enzym som används vid kväve-fixering inaktiveras av syre, vilket bildas vid fotosyntesen. Kvävefixering är en fördel vid brist på lösta kväveformer. Kvävefixerande cyanobakterier föredrar dock vattenlösta kväveformer, med ammonium som favorit före nitrat (Annadotter 2006). Detta beror på att kvävefixering är en energikrävande process (Chorus & Bartram 1999) och används därför bara om det är nödvändigt. Alla cyanobakterier har inte förmåga till kvävefixering, men även de som saknar denna förmåga gynnas av en minskad kvävetillgång så länge som de kan reglera sin position i vattenmassan (Annadotter 2006). För de arter som inte kan reglera sin placering i vattenmassan är kvävebrist däremot en nackdel.

Cyanobakterier har ytterligare en fördel i konkurrensen om näringsämnen: deras affinitet för kväve och fosfor är exceptionellt hög. De tar därför upp dessa ämnen effektivare än vad andra organismer gör (Chorus & Bartram 1999).

I en vattenmassa är tillgången på ljus, koldioxid, kväve och fosfor optimal på olika djup. Detta gynnar de cyanobakterier som har förmåga att bilda gasblåsor, aerotoper. Dessa blåsor produceras vid tillgång på kväve och gör att cellen kan positionera sig i den del av vattenmassan, som sammantaget har de bästa förutsättningarna för tillväxt. Tillgången på ljusenergi är bäst i ytan eller en bit ner och detsamma gäller kvävgas. Fosfor och lösta former av kväve kan det däremot finnas mer av närmare sedimenten.

Det finns ett antal riktvärden som generellt anses gynna blomning av cyanobakterier och dessa visas i tabell 2-1. Redan på 60-talet konstaterade Redfield att viktförhållandet mellan kol, kväve och fosfor i biomassan i havet var följande C:N:P = 41:7,2:1 (Wetzel 2001). I havet är detta förhållande tämligen konstant men i sjöar är kvoterna betydligt högre och viktkvoter på C:N:P = 135:12:1 är inte ovanliga. Denna förändrade kvot indikerar att förutsättningarna för tillväxt är kväve- och fosforbegränsade (Wetzel 2001). Ytterligare förhöjda kvoter innebär alltså att fosfor blir ännu mer begränsande.

Tabell 2-1 Förhållanden som gynnar cyanobakterier.

Parameter	Gynnsamt	Kommentar
Kväve (mg/l)	Tillgång	Hög affinitet, lagras
Totalfosfor (µg/l)	> 20	Hög affinitet, lagras
N/P kvot (µg/ µg)	< 29	Nitratbrist gynnar dem
pH	> 6	Ökar ofta till runt 9 vid blomning
Ljus	Sol	Grumligt vatten är OK
Temperatur (°C)	15–30	Sommarvärme och vindstilla

Anledningen till att cyanobakterier producerar toxiner är inte känd men det antas att det är ett led i försvaret mot betande zooplankton

(Nyberg 2003). Det finns också indikationer på att toxinerna är viktiga för funktionen hos de toxinproducerande stammarnas tylakoidmembran (Orr & Jones 1998, Long, Jones & Orr 2001, Yakobowski 2008) vilka är bärare av de fotosyntetiska pigmenten (Chorus & Bartram 1999). Fotosyntesen hos cyanobakterier skulle alltså kunna påverkas av toxinerna. Generellt produceras mest toxin då de bästa förutsättningarna för tillväxt inträffar (Chorus & Bartram 1999) och den maximala toxinproduktionen sammanfaller med den maximala tillväxthastigheten. Förutsättningarna för optimal tillväxt varierar dock mellan olika arter. Generellt leder högre halter av fosfor, kväve respektive järn till högre toxinhalter (Chorus & Bartram 1999). Vézic et al. (2002) såg att vissa toxinproducerande *Microcystis*-stammar gynnas framför icke toxinproducerande stammar av höga näringshalter, speciellt då det fanns god tillgång av både kväve och fosfor. De icke toxinproducerande stammarna hade lägre näringskrav än de toxinproducerande.

3 Reduktion av algblooming

Algblooming medför olika problem då både cellerna i sig och eventuella toxiner kan ha negativa hälsomässiga effekter. Generellt är *risken* för negativa effekter större vid en högre tillgång på cyanobakterier som till exempel under en blomningsperiod. Ett sätt att minska risken är att bromsa utvecklingen av blomningen. Detta kan antingen göras genom att tillföra ämnen som dödar cyanobakterier eller genom att ändra förutsättningarna så att tillväxten missgynnas. Avdödning kan få förödande konsekvenser om det genomförs i en vattentäkt under blomning (Chorus & Bartram 1999, Bourke et al. 1983). Effekten kan då bli att många celler dör varvid toxiner frigörs till vattenfasen och inte längre är bundna till cellmaterialet. Halten av toxiner löst i vattenfasen blir då betydligt högre och avlägsnande av cellerna som partiklar minskar inte toxinhalten.

Andra angreppssätt som kan tillämpas för att bromsa uppkomsten av blomning baseras ofta på olika sätt att missgynna cyanobakterier. Utsättning av ruttnande halm fungerar i vissa fall, men inte i andra, mekanismer och orsakssamband är i detta fall oklara (Chorus & Bartram 1999, Everall & Lees 1997). Det antas att mikroorganismerna som orsakar förruttnelseprocessen samtidigt orsakar frigörelse av ämnen som verkar tillväxthämmande för cyanobakterier. En annan metod som lanserats är att gynna rovfisk, i syfte att hålla vitfiskbeståndet i schack. Vitfisken får då inte samma möjlighet att konsumera zooplankton. Grupper av zooplankton vilka konsumerar växtplankton och cyanobakterier har då lättare att tillväxa i antal. Ändringar i konsumtionskedjan medför alltså att betningstrycket på cyanobakterier ökar. Färre vitfiskar leder även till minskad uppgrumling av bottensediment och därmed även minskad frigörelse av fosfor från sedimenten. Samma resultat kan uppnås genom utfiskning av vitfisken.

Reduktion av fosfortillförseln förbättrar balansen i sjön och är ett krav för bestående positiva effekter, men resultaten syns först på lång sikt. En skiktning i vattenmassan gynnar uppkomsten av syrebrist vid bottensedimenten vilket i sin tur leder till intern fosforbelastning. En möjlig lösning för att förhindra intern fosforbelastning är att se till att andra mer effektiva elektronacceptorer än sulfat finns tillgängliga, till exempel syre och nitrat. Syre vid bottensedimenten gör att fosfor binds som järnfosfat och inte är lika tillgängligt i porvattnet. Vid näringsrika sediment är omsättningshastigheten av de olika näringsämnena hög och syret förbrukas i betydligt snabbare takt än vid näringsfattiga sediment. Om solljuset inte når ner till sedimenten så att fotosyntes och därmed bildning av syrgas fungerar, måste syre tillföras via omblandning av vattenmassan med hjälp av väder och vind. Syre eller nitrat kan också tillsättas på konstgjord väg, alternativt kan bottenvattnet omsättas för att ge plats för mer syrerikt ytvatten så att den interna fosforbelastningen minskar (Lindvall & Ulén 2005). Syre är den mest effektiva elektronacceptorn och används i första hand av de mikroorganismer som kan utnyttja detta. Om syret tar slut bildas först anoxiska förhållanden

och nitrat används som elektronacceptor i stället. Omsättningen av näringsämnena fortsätter och snart har även tillgängligt nitrat förbrukats och anaeroba förhållanden utvecklas. Det är i och med detta steg som tillgången på fosfor kan öka. Anledningen är att då sulfat börjar användas som elektronacceptor av sulfatreducerande mikroorganismer bildas sulfid. Sulfid reducerar och binder järnet som svårslöslig järnsulfid samtidigt som vattenlösligt fosfat frigörs. Fosfor frigörs alltså från sedimenten och intern fosforbelastning är ett faktum.

Cyanobakterier gynnas av ett N/P förhållande som är under 29 i viktqvot. En möjlig metod för att missgynna cyanobakterier är att tillföra nitrat i syfte att höja N/P kvoten och förstärka fosforbegränsningen. Samtidigt skulle den interna fosforbelastningen bromsas då nitrat kan användas som elektronacceptor i stället för sulfat. Nitrattillsats har testats i både labbskala och fullskala tidigare med varierande resultat (Cronberg, Cronberg & Annadotter 2005, Gobler et al. 2007, Hellfalk & Sigvardsson Lööf 1999, Stockner 1988, Van de Bund 2004, Blomkvist, Pettersson & Hyenstrand 1994, Ripl och Lindmark 1978, Jansson 1987). Teorin bakom är ganska tydlig men praktiska försök har inte givit entydiga resultat. Sannolikt varierar resultaten beroende på att det är många parametrar som kan både samverka och motverka effekterna, till exempel temperatur, ljus och vind. I denna undersökning har infiltrationsdammar vid Sydsvensk vattenverk i Vomb använts för att testa hypotesen att nitrattillsats kan reducera blomning av cyanobakterier.

För en variant av teorin kring nitrattillsats gäller att åtgärden skall sättas in i början på tillväxtsången och då gynna konkurrerande arter. Invändningen mot detta blir av naturliga skäl att den ökade tillväxten på våren leder till ökad näringstillförsel till sedimenten då denna tidiga tillväxt kollapsar. Den ökade näringstillförseln till sedimenten, det döda cellmaterialet, leder till ökat syrebehov och snabbare uppkomst av anaeroba förhållanden och därmed krävs fortsatt tillförsel av nitrat under sommar och höst. Den ökade tillväxten på våren skulle kunna leda till att mer näring finns i själva vattenmassan och därför även transporteras ut ur en sjö med utflödet som då blir mer näringsrikt. Om detta utflöde har någon positiv effekt på sjöns sediment beror på sjöns omsättningstid och storleken på utflödet under den aktuella perioden. Följden blir också att det tillförs mer näring nedströms vilket ju är en negativ aspekt. Ett annat alternativ är att nitrattillsats under den varma perioden inte bara gynnar en tillväxt utan även stabiliserar denna så att kollapsen med tillförsel till sedimenten inte sker. Den stabiliserande effekten skulle då kunna missgynna blomning av cyanobakterier i och med att näringsämnena bundits upp i cellmassan i en bättre balans.

För att hindra anaeroba förhållanden att utvecklas borde nitrattillsatsen ske vid sedimenten. Av praktiska skäl är detta inte alltid möjligt utan inblandningen, alternativt en minskad reduktion av nitrat i befintliga tillflöden, sker lättast i vattenmassan eller i tillflödena. Vad betyder detta för effekterna? Hinner nitraten ner till sedimenten eller förbrukas det på vägen ned? Detta är frågor vars svar inte behandlas i denna rapport.

Cyanobakterierna missgynnas av en hög N/P kvot i vattenmassan (Smith 1983, 1986) och detta fenomen skulle kunna testas i infiltrationsdammar som saknar ett utbildat sediment. I infiltrationsdammarna finns inte den interna fosforbelastningen med på grund av avsaknaden av sediment. Däremot orsakar en eventuell intern fosforbelastning i Vombsjön att det inkommande vattnet till dammarna får en ökad fosforhalt. Detta gör att effekten av intern fosforbelastning på näringsbalansen i vattenmassan finns med även i dammarna. En minskad nitrathalt och ökad fosforhalt (minskad N/P kvot) i sjöns vattenmassa gäller ju även det vatten som pumpas upp till infiltrationsdammarna, och detta fenomen upprepas varje sommar. Se beskrivning nedan för hur infiltrationsdammarna fungerar. Vattenmassan i en infiltrationsdamm skulle kunna ses som en separerad del av sjöns vatten som ligger ovanför sedimenten och de processer som pågår i dessa. Försök i infiltrationsdammar visar alltså inte hur den interna fosforbelastningen minskas vid sedimenten utan vilka effekter nitrattillsatsen har i vattenmassan. Målet med nitrattillsats i en sjö skulle bland annat vara att öka tillgången på elektronacceptorer som är effektivare än sulfat, samtidigt som näringsbalansen kan justeras på ett praktiskt sätt. I dammarna råder inte syrebrist då de är grunda med hög vattenomsättning. Det som studeras i dammarna är därför inte hur den interna fosforbelastningen påverkas utan vilken effekt den ändrade balansen mellan kväve och fosfor har på tillväxten i vattenmassan. Framförallt är tillväxten av cyanobakterier och deras produktion av toxiner av intresse men även påverkan på tillväxten av växtplankton kan ge värdefull information.

Cyanobakterier har högre affinitet för kväve och fosfor än många andra mikroorganismer, vilket gynnar dem under både näringsrika och näringsfattiga förhållanden. Förutsättningarna för, och orsakerna till, att en blomning domineras av toxiska i stället för icke-toxiska stammar av cyanobakterier är föremål för diskussion. Tendensen verkar dock vara att ju mer näringsrika förhållandena är, desto större är sannolikheten för att en blomning som uppstår skall vara toxinbildande (Vézic et al. 2002). Detta öppnar för nästa frågeställning: en blomning som uppstår vid nitrattillsats är den mer eller mindre toxinbildande än en som uppstår utan tillsats. Det vill säga: påverkas toxinbildningen av om förhållandena är fosfor eller kvävebegränsade?

4 Vombsjön

Vombsjön har en yta på 12,2 kvadratkilometer och har i sin djuphåla ett djup på 16 m. Det största tillflödet är Björkaån som avvattnar 76 % av sjöns totala avrinningsområde på 447 kvadratkilometer (inklusive sjön). Endast 18 % av avrinningsområdet är täckt av skog, resten utgörs av åkermark och betesmark. De två största tillflödena, som avvattnar 86 % av avrinningsområdet, samt utflödet kontrolleras regelbundet inom ramen för Kävlingeåns recipientkontrollprogram. Även sjön har undersökts ingående under åren 1996–2001 (Cronberg et al. 2002a). Sjön är näringsrik och har varit det åtminstone sedan 70-talet och näringshalten i tillflödena kan tidvis vara höga. Transporttiderna inom avrinningsområdet är korta och det tar bara 3 dagar för vattnet att röra sig från den borterst belägna delen av området till sjön (Magnusson et al. 2008). Detta beror på att området till största delen består av dränerad odlingsmark. Omsättningstiden i den hydrauliskt aktiva delen av sjön är 67 dygn.

Varje år tillförs drygt 900 ton kväve och ca 25 ton fosfor till sjön varav den största delen kommer från jordbruket men även enskilda avlopp bidrar. Bidragen av näringsämnen från de olika typerna av källor i de olika delarna av avrinningsområdet finns noga genomgången och beskrivet i en rapport (Magnusson et al. 2008). Generellt så kommer mer än 80 % av det tillförda kvävet och fosfor från diffusa utsläppskällor. Det finns inga speciella restriktioner på jordbrukets användande av gödning i området. Den näringsrika situationen har resulterat i algbloomingar i sjön och dessa återkommer regelbundet varje år men med varierande omfattning. Tillväxten i kombination med skiktning av sjön har tidigare resulterat i syrebrist vid botten med intern fosforbelastning som följd.

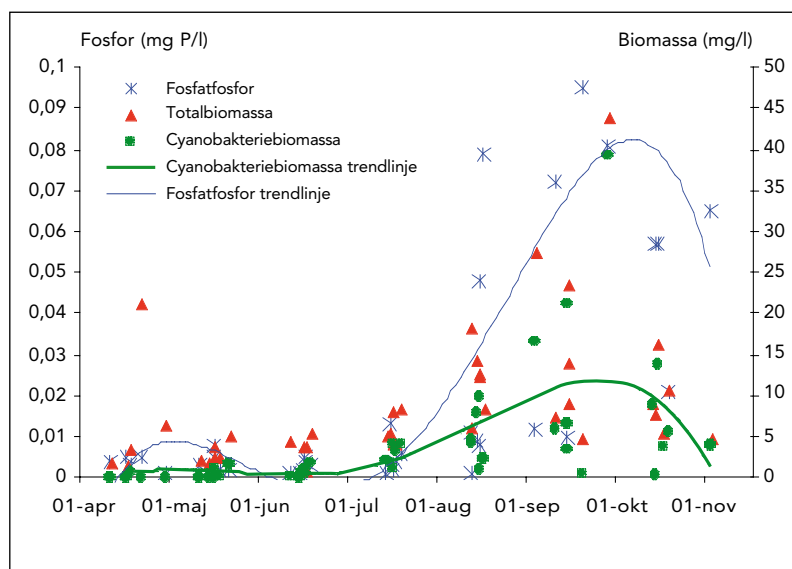
Det vanliga blomningsmönstret startar med dominans av kiselalger på våren. Kiselalgerna finns kvar under sommaren och återtar ofta dominansen under hösten. Cyanobakterierna ökar under sommaren och kan ibland dominera under sensommar och höst. Ofta börjar ökningen av cyanobakterier med *Microcystis* tätt följd *Planktothrix* som i sin tur kan kvarstå med höga halter ända till i oktober. Av dessa olika arter kan cyanobakterierna ibland producera toxiner. Då en näringsrik sjö går mot ett mer näringsfattigt tillstånd kan ett förändrat planktonsamhälle förväntas, i vissa fall har ett övergångstillstånd inträtt med ökning av *Aphanothece* då *Planktothrix* minskat (Chorus & Bartram 1999).

Tillväxten i sjön under den varma årstiden leder till ett grumligt vatten, vilket gynnar cyanobakteriernas tillväxt då dessa har lägre krav på det inkommande ljuset än andra fotosyntetiserande organismer. Grumligheten missgynnar även växterna som har svårare att klara sig på större djup. Växter som kan växa djupare ner i vattenmassa har större chans att undgå betning från fåglar. Den övergödda situationen leder till att mycket näring binds i biomassa i sjön, bland annat i alger. När den näringsrika algbiomassan sedimenterar förs både kol, kväve och fosfor ner till sedimenten. Det höga näringsinnehållet i sedimenten

ger en hög omsättningstakt och risk för syrebrist med intern fosforbelastning som följd. Denna situation tar lång tid att övervinna då de näringsrika sedimenten måste överlagras av mer näringsfattigt material. Mer näringsfattiga sediment leder till en långsammare omsättning och därmed en lägre risk för intern fosforbelastning. Att ändra sedimentens sammansättning är ett långsamt förlopp, som bromsas av till exempel uppgrumling.

Fosforhalterna i Vombsjön varierar kraftigt men generellt så har halterna ökat något från 70-talet till mitten av 90-talet (Cronberg 1996). Under perioden 1988–2007 har trenden i stället varit svagt sjunkande (Bengtsson 2008). Halten av både totalfosfor och fosfatfosfor är som lägst i maj för att börja öka i augusti (Cronberg et al. 2002a) och resulterar i en topp under augusti–oktober (Figur 4-1). Redan för över 20 år sedan konstaterade Wiederholm (1989) att medelvärdet över året för den totala fosforhalten måste ligga under 25 µg/l om massutveckling av cyanobakterier ska undvikas. I Vombsjön är halten i princip konstant över detta värde, åtminstone sedan 1970, och därmed långt ifrån att slippa algbloomingarna. Detsamma har gällt även årsmedel för Björkaåns inlopp i Vombsjön samt Vombsjöns utlopp i Kävlingeån sedan 1988 (Bengtsson 2008).

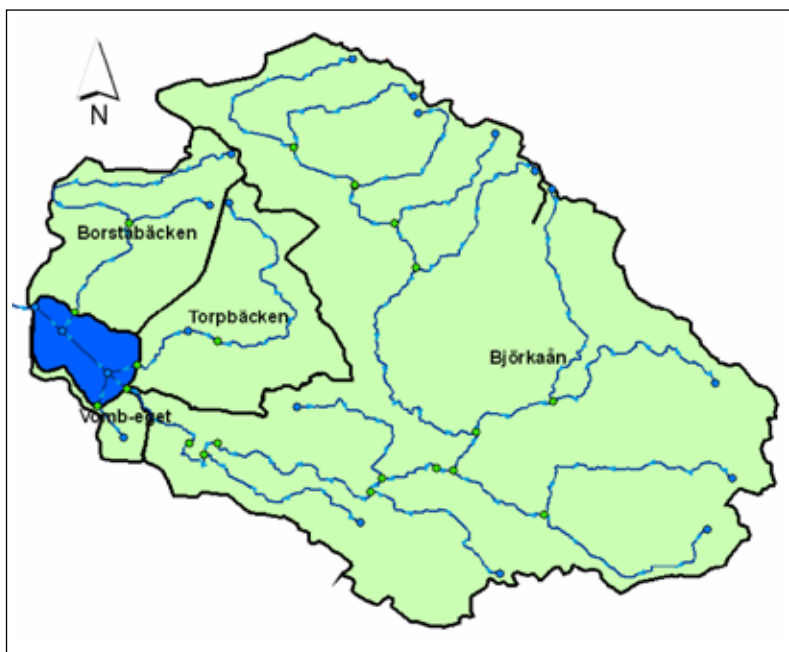
Den ökande mängden total-fosfor under sommaren består till ca 50 % av fosfatfosfor vilket indikerar att det är intern fosforbelastning som orsakar ökningen (Cronberg et al. 2000). Tillräckliga fosforhalter som ger gynnsamma förhållanden för cyanobakterier uppnås under hela tillväxtperioden. Samtidigt håller vattnet en temperatur runt 15° C eller över från maj-oktober vilket också anses gynna deras tillväxt.



Figur 4-1 Normal variation av fosfor och biomassa i Vombsjön 1996–2001.

Björkaåns tillskott av näringsämnen utgör en stor del av det kväve och fosfor som transporteras till Vombsjön (Figur 4-2). Torpsbäcken är mindre men har generellt ett mer näringsrikt vatten med ibland extrema fosforhalter (Bengtsson 2008). Av Björkaåns tillskott utgörs mindre

än 1 % av näringsämnen som har sitt ursprung i reningsverk (Bengtsson 2008). Detta torde innebära att ytavrinning utgör det största näringsbidraget till sjön. För att minska halterna räcker det således inte med att förbättra reningen i reningsverken, även om dessa givetvis bör ha så bra rening som möjligt speciellt med avseende på fosfor. Transporten av näringsämnen in till Vombsjön från Björkaån är högre än transporten ut ur Vombsjön till Kävlingeån (Bengtsson 2008). Detta gäller främst kväve men oftast reduceras även fosforhalten något. Den långsiktiga trenden visar på sjunkande inkommande näringshalter men under 2003-2007 har näringstransporten till och från Vombsjön ökat och i flera fall fördubblats under perioden (Bengtsson 2008). De höga näringstransporterna under 2007 kan till en del förklaras med stora nederbörds mängder. Näringstransporten varierar över året och är generellt högst i början av året. Medelfosforhalten i utgående vatten från Vombsjön har inte varit under 50 µg/l sedan 1988 (Bengtsson 2008). Detta indikerar att det inte finns bra förutsättningar för att sjön skall gå in i ett mer näringsfattigt jämviktsstillstånd som missgynnar cyanobakterier. Efter det att näringstillförseln minskat kan återgången till mindre övergödda förhållanden inledas. Det tar dock ofta lång tid, tiotals år, innan ett nytt jämviktsstillstånd uppnås och stabiliseras. Givetvis finns det många parametrar som påverkar hur snabbt det går, till exempel sjöns omsättningstid och hur länge det näringsrika tillståndet dominerat (Philips et al. 2005, Søndergaard, Jensen & Jeppesen 2001, Søndergaard et al. 2007).

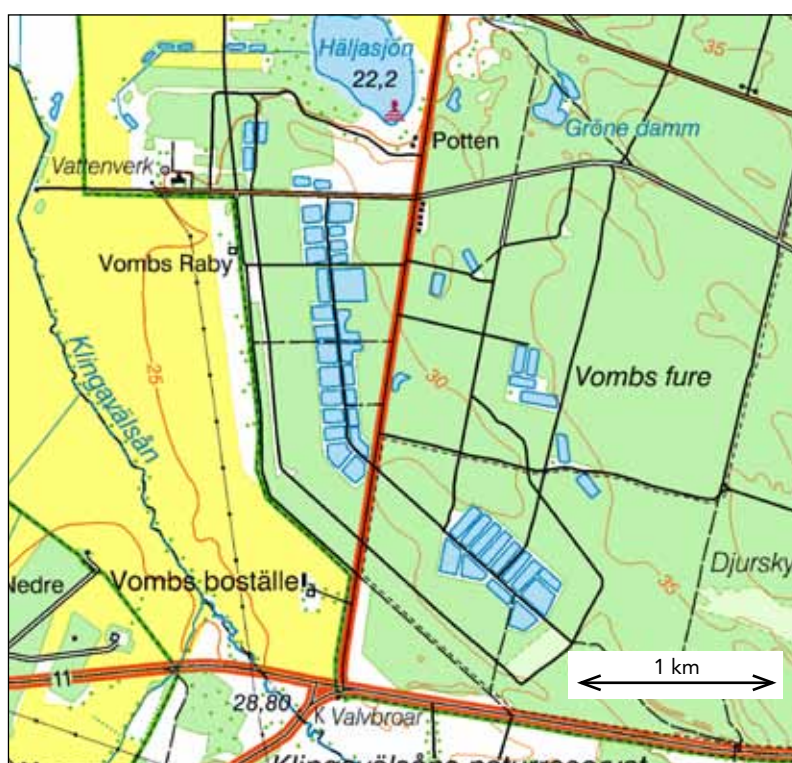


Figur 4-2 Översiktsbild över Vombsjön och dess tillrinningsområden (från Magnusson et al. 2008).

5 Vombfältet

I Vombfältet har konstgjord infiltration använts för att förstärka grundvattentillgången sedan 1948 (Jerdén, Gudmundsson & Larsson 1951). Vatten tas från Vombsjön och passerar mikrosilar innan det släpps ut i infiltrationsdammarna. Vombfältet består av 52 infiltrationsdammarna av varierande storlek men alla används inte hela tiden. Dammarna är utgrävda direkt i de naturliga isälvavlagringarna på platsen och ingen speciell filtersand har använts i dammbottnarna. All sand i fältet är givetvis inte av samma kornstorleksfördelning vilket ger olika dammar lite olika egenskaper men i stort så lämpar sig hela området väl för konstgjord infiltration.

Ett par hundra meter från infiltrationsdammarna finns 120 uttagsbrunnar vilka används växelvis enligt olika mönster för att uppfordra vattnet (Figur 5-1). Det tar 2–3 månader för vattnet att passera från dammarna till uttagsbrunnarna och därigenom klassas vattnet som grundvatten. Efter infiltrationen kommer råvattnet in till vattenverket för ytterligare behandling innan det går ut som dricksvatten.



Figur 5-1 Översiktsbild över infiltrationsdammarna i Vomb.

De beredningssteg som används i vattenverket är avhärdning med efterföljande snabbfiltrering samt tillsats av monokloramin för att vattenkvaliteten skall bibehållas i ledningsnätet. Dessa beredningssteg kan inte förväntas påverka en eventuell halt av toxiner från cyanobakterier i någon större utsträckning. Toxinerna kan finnas vid åtminstone pH 10 (Annadotter 1993) och därför utgör inte avhärdningens

höga pH-värden en säkerhet mot toxinerna. Tillsatsen av monokloramin har inte heller någon effekt på de aktuella ämnena (Annadotter 1993). Aktivt kol kan adsorbera toxiner men i dagsläget finns inget sådant beredningssteg i vattenverket. Andra metoder för avlägsnande av toxiner, till exempel kemisk fällning, går ut på att avlägsna de celler som toxinerna är bundna i. Minimering av toxinhalten i inkommande vatten till vattenverket är alltså av största vikt. Biologisk nedbrytning i biozonen i botten av infiltrationsdammarna är det som i dagsläget har enskilt störst påverkan på toxinhalten i vatten från Vombverket. För att minimera belastningen på mikroorganismerna i biozonen bör åtgärder vidtas innan vattnet når dit. Det inte kan förväntas att Vombsjön under nuvarande förutsättningar frångår sitt övergödda tillstånd inom de närmaste åren. Därför är det nödvändigt att vidta åtgärder i infiltrationsdammarna för att minska risken för toxin i det färdiga dricksvattnet. Förutom att Vombsjön blommar och det uppumpade sjövattnet kan innehålla toxiner, så kan även situationer med blomning och toxinbildning i själva infiltrationsdammarna uppstå. Hittills har den biologiska aktiviteten i biozonen i infiltrationsdammarna klarat av att sänka toxinhalten i vattnet så att det inte utgör någon risk för konsumenter. Det är dock av intresse att minska bildningen av toxiner för att på så sätt ytterligare minska risken för att toxin når vattenverket.

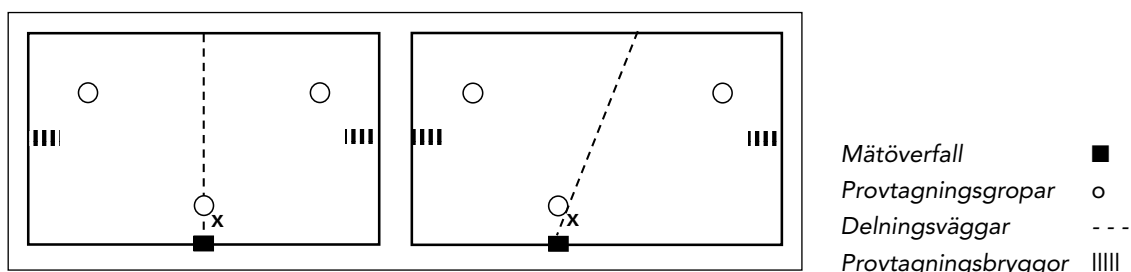
Försök att på olika sätt påverka vattenkvaliteten i Vombfältets infiltrationsdammar har pågått sedan mitten av 1990-talet. I första hand har försöken gått ut på att minska risken för blomning av cyanobakterier men den sekundära effekten av minskade igensättningsproblem har också funnits med i bilden. De olika undersökningarna och försöken har genomförts i allt från 100-liters plasttunnor under några veckor till hela dammar under flera år. Sammantaget har det tidigare producerats åtta rapporter av Cronberg et al. (1997, 1998, 1999, 2001, 2002b, 2002c, 2003, 2005) på Ekologiska institutionen, Lunds universitet samt en av Hellfalk & Sigvardsson Lööv (1999) vid Höghskolan i Kristianstad. De olika metoderna har omfattat allt från tillsats av enzym, lera, halm, nitrat, och zooplankton till inplantering av vattenväxter och rovfisk. Även kombinationsdrift av dammarna har genomförts och är den teknik som hittills varit mest omfattande. En annan åtgärd som vidtagits är att öka maskstorleken i silstationen från 40 µm till 500 µm. Avsikten med denna åtgärd var att öka andelen zooplankton vilka kan beta cyanobakterier som kommer till dammarna. Den omfattande försöksverksamheten har givit varierande resultat och den naturliga variationen mellan olika år gör det ibland svårt att dra långtgående slutsatser. Tillsats av enzym, lera, växter, zooplankton och rovfisk har inte vidareutvecklats då de inledande försöken inte givit tillräckligt bra resultat. Halmtillsats testades under flera år men gav varierande resultat varför dessa försök inte fortsatt. Ingen av de nämnda metoderna har således fungerat så bra att de på ett stabilt och pålitligt sätt minskar blomning och toxinhalt i dammarnas vatten.

Tillsats av nitrat är en av teknikerna som testats i både liten och stor skala. I de initiala försöken i liten skala var tillväxten av kiselalger god vilket skulle kunna indikera att tillgängliga näringsämnen binds upp och missgynnar cyanobakterierna. Denna effekt upprepades senare i

försök som genomfördes i infiltrationsdammar innehållande sediment. Dessa försök var av pilotkaraktär och genomfördes utan replikat. I föreliggande försök var avsikten att genomföra ett jämförbart experiment med replikat i infiltrationsdammar utan sediment.

6 Försöksbeskrivning

Två dammar av ungefär samma storlek (4 000 m² respektive 4 700 m²) som låg bredvid varandra valdes ut för försöket (damm 24 och 25). Bägge dammarna ingick före försöksstarten i Vombverkets ordinarie drift och har således skummats regelbundet efter ca 1 års drift (filterhuden tas då bort med hjälp av en hjullastare med en speciell skopa). De två dammarna brukar dock inte vara i drift samtidigt. Den ena dammen ingick i försök med tillsats av zooplankton för 10 år sedan men några kvardröjande effekter av detta ansågs osannolika. Före försöksstarten genomfördes en undersökning av kornstorleksfördelningen i tre provgropar i varje damm (Figur 6-1). En provgrop placerades 10 m rakt utanför mätöverfallet i respektive damm och en grop i vardera dammhalva, total grävdes 6 provgropar ner till 0,9 m under dammbotten. Efter provtagning av de olika sandskikten återfylldes groparna.



Figur 6-1 Skiss över dammarna, Damm 24 till vänster är 4 000 m² stor och damm 25 till höger är 4 700 m² stor. Den högra halvan av respektive damm fick nitrat tillsatt vid X.

Vattnet rinner in i dammarna via ett Thomsonöverfall. Ett Thomsonöverfall består av en V-formad plåt och vattenytans höjd från botten av V-et är ett mått på flödet. Mitt i detta mätöverfall sattes en skiva för att dela det inkommande vattenflödet i två delar. För att minska erosionen på sanden nedanför Thomsonöverfallet placerades stora stenar där vattnet träffade underlaget. I skivans förlängning delades dammarna så att de bägge halvorna i respektive damm blev lika stora (Figur 6-1 och 6-2). Själva delningsväggen bestod av en trästomme (2 m över dammbotten) som kläddes med ångdiffusionsspärr (MATAKI HalotexTM D50) för att minimera vattenflödet mellan halvorna. Syftet var inte att åstadkomma en absolut tät vägg då viss migration genom dammbotten kan misstänkas men plasten förutsattes hindra fritt flöde av större mängder vatten mellan halvorna. Delningen gick ner ca 3 decimeter i dammbotten för att förhindra kanalbildning och erosion under plasten. I den ena dammen var mätöverfallet placerat i mitten av den ena långsidan så där gick delningen bara rakt över dammen. I den andra dammen var mätöverfallet inte centrerat på långsidan vilket medförde att delningen gick snett över dammen för att de två halvorna skulle få lika stor bottenarea och därmed vara jämförbara. De två delade dammarna bildar således totalt fyra dammhalvor, en referenshalva och en manipulerad halva i varje damm (Figur 6-1 och 6-2).



Figur 6-2 Delningsväggen under konstruktion i den ena av infiltrationsdammarna. Thomsonöverfallet sitter i den grå betongkonstruktionen i bildens vänstra kant.

Vatteninflödet var beroende av hur hög infiltrationskapaciteten var samt hur resten av vattentäkten drivs. Då flödet inte var konstant under försöket presenteras dessa data under resultatdelen. På grund av det variabla inflödet och vattendjupet är följaktligen även uppehållstiden variabel men oftast lika i de bägge halvorna i samma damm.

6.1 Nitrat

Tillsats av nitrat gjordes i en dammhalva i varje damm, den andra halvan utgjorde därmed referens. Nitrat i form av kalciumnitrat användes (KalksalpeterTM från Hydro Agri AB) vilket skulle kunna gynna utfällning av kalciumsulfat om det kalcium som redan finns i Vombsjöns vatten inte är tillräckligt lättåtkomligt för sulfatjonerna i vattnet. Detta fenomen var dock av underordnat intresse i studien och var endast avgörande för valet av vilken nitratförening som användes. Kalksalpetern innehöll motsvarande 14,5 % nitratkväve och 1,1 % ammoniumkväve. Målet var att dosera 2 mg kväve/l till inkommande vatten, vilket innebär att kväve/fosfor kvoten blev över 29 vid inkommande fosforhalter upp till 0,07 mg/l. Dosen baserades på erfarenheter från tidigare genomförda försök i infiltrationsdammar med sediment (Cronberg et al. 2005). Tillsats av nitrat genomfördes dagligen under veckans arbetsdagar. Detta innebar att helgens dos fördelades ut på arbetsdagarna i stället. Vid varje tillsattstillfälle avlästes inflödet och motsvarande mängd kalksalpeter tillsattes direkt i dammen precis nedanför Thomsonöverfallet. Den salpeter som inte löste sig omedelbart löstes ganska snart upp av det höga vattenflödet och fördelades ut i vattenmassan. Det fanns inte kvar synligt olöst nitrat vid nästa doseringstillfälle. Denna doseringsteknik innebar att nitratkoncentrationen blev pulsartad i ett dygns- och veckoperspektiv men det var den metod som ansågs praktiskt genomförbar. Dygnsvariationen måste finnas i åtanke vid utvärderingen av nitrathalten i vattnet. Svängningarna kan även förstärka den

negativa effekten för cyanobakterierna, tidigare resultat har indikerade att veckotillsats var effektivare än daglig tillsats vid en längre uppehållstid än i föreliggande försök (Lagus et al. 2007).

6.2 Provtagning och analysparametrar

Provtagningen genomfördes på inkommande vatten i det ena mätöverfallet för att se om det blev en förbättring eller försämring i dammarna. Detta vatten har passerat vattenverkets mikrosil med en maskstorlek på 500 µm. Provtagning på vattnet i dammarnas två halvor togs från bryggor som byggdes mitt på dammarnas bägge kortsidor. Denna placering innebar att lokal ansamling av cyanobakterier i hörnor och längs den omedelbara strandkanten orsakad av vinddrift, kunde undvikas. Då vattennivån var låg inledningsvis i försöket togs proven dock av praktiska skäl från stranden. Bryggornas placering var tillräckligt långt från mätöverfallet och den intilliggande nitrattillsatspunkten för att ge representativa prov från vattenmassan (Figur 6-1 och 6-3).



Figur 6-3 Provtagningsbrygga vid nitrattillsatsförsök.

I dammarna togs vattenprov med ett cylindriskt plexiglasrör (2 m långt, 4,5 cm innerdiameter) och dammbotten och dess filterhud undveks. Röret som var öppet i bägge ändar fördes ner i vattenmassan och förslöts i toppen med en gummikork. Därefter fördes det uppåt, lyftes ur vattnet och det inneslutna vattnet i röret fördes över till en plastdunk. Då vattendjupet var lågt i dammarna (< 0,5 m) var det svårt att få provtagningen riktigt bra. Det var då svårt att föra ner det långa röret i vattnet utan att störa sandbotten, se figur 7-2 för hur vattendjupet varierade. Vissa prover behövde tas från strand och det var då risk att de alger som samlats vid strandkanten kom med i proverna. Normalt används röret för provtagning i sjöar och förs då lodrätt ner i vattnet vilket innebär att det vatten som finns i röret representerar de översta 2 meterna av sjöns vattenmassa.

Vid provtagningstillfället noterades vattnets temperatur, pH, konduktivitet samt vattendjup och siktdjup, se tabell 6-1 för en sammanställning av de parametrar som noterats och analyserats. I samband med den dagliga nitrattillsatsen noterades inflöde och mängd tillsatt kalksalpeter. Obehandlat och behandlat vatten frystes in för senare analys av

totalkväve, totalfosfor, järn, sulfat samt alggiftet microcystin. För dessa ämnen inkluderade således analyserna både fraktionerna som förekom bundna i organiskt material och fritt löst i vattenmassan. Vatten filtrerat genom GF/C filter (Whatman; 0,2 µm porstorlek) frystes in för senare analys av nitrat-nitritkväve, ammoniumkväve och fosfatfosfor. Dessa analyser inkluderar således enbart substanser som är fritt tillgängliga i vattenmassan. GF/C filtren frystes in separat för senare fluorimetrisk analys av klorofyll-*a*. Kvantitativa prover för växtplanktonanalyser togs direkt från ofiltrerat vatten som fixerades med Lugols lösning.

Kemiska analyser utfördes på analyslaboratoriet vid avdelningen för Växtekologi och systematik, Ekologiska institutionen, Lunds Universitet. Halten microcystin analyserades med ELISA-metod. Microcystin är det toxin som tidigare detekterats både i Vombsjön och i infiltrationsdammarna. Andra toxiner som eventuellt kan förekomma analyserades inte. De kvantitativa växtplanktonproverna analyserades med omvänt mikroskop. Växtplanktonproven sedimenterades i 2, 5 eller 10 ml:s planktonkammare beroende på okulärt uppskattad algkoncentration. De enskilda arterna räknades och mättes efter 6–24 timmars sedimentation varefter biovolymen beräknades. En del växtplanktonarter kunde ej bestämmas till art i de lugolfixerade proven, utan har samlats i släkten eller grupper, t ex kiselalgerna *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus* och *Synedra*, samt kryptomonader som *Rhodomonas* och *Cryptomonas*. Slutligen beräknades den totala biomassan av alger i mg/l färskvikt.

Tabell 6-1 Noterade och analyserade parametrar.

Parameter	Metod	Enhet	Detektionsgräns	Osäkerhet	Kommentar
Inflöde	Thomsonöverfall	l/s	0,8 l/s	±10%	Noterades varje vardag vid nitrattillsats
Nitrattillsats		l		±5%	Noterades varje vardag
Vattentemperatur	Philips PW 9525	°C		±0,2° C	Noterades vid provtagning
pH	Crison pH 25			±0,2	Noterades vid provtagning
Konduktivitet	Philips PW 9525	µS		±1 µS	Noterades vid provtagning
Siktdjup	Sechiskiva	cm		±2 cm	Noterades vid provtagning
Vattennivå	Pegel	cm		±1 cm	Noterades vid provtagning samt vid nitrattillsats
Totalkväve	TOC/TN analysator	µg/l	10 µg/l	±5%*	Fryst ofiltrerat prov
Totalfosfor	ICP MS	µg/l	1 µg/l	±5%*	Fryst ofiltrerat prov
Totaljärn	ICP AES	µg/l	2 µg/l	±5%*	Fryst ofiltrerat prov
Sulfat	Jon-kromatografi	µg/l	5 µg/l	±5%*	Fryst ofiltrerat prov
Microcystin	ELISA	µg/l	0,1 µg/l	±5%	Fryst ofiltrerat prov, ELISA analys
Nitrat-nitritkväve	FIA	µg/l	0,5 µg/l	±5%*	Fryst GF/C (0,2 µm) filtrerat prov
Ammoniumkväve	FIA	µg/l	1 µg/l	±5%*	Fryst GF/C (0,2 µm) filtrerat prov
Fosfatfosfor	FIA	µg/l	0,5 µg/l	±5%*	Fryst GF/C (0,2 µm) filtrerat prov
Klorofyll- <i>a</i>	Fluorometri	µg/l			Fryst GF/C filter
Växtplankton	Räkning	mg/l			Lugolfixerat ofiltrerat prov

* Förutsatt att värdet är 5–10 gånger över detektionsgränsen.

7 Resultat

Kornstorleksfördelningen visade att sanden är skiktad i lager med olika egenskaper (Figur 7-1). Detta är normalt då det är naturliga isälvsavlagringar på platsen och ingen pålagd filtersand. Skiktningen var likartad i de totalt 6 provgroparna och borde därför inte påverka resultaten av försöken.

Initialt planerades försöksstarten till juni men av olika anledningar blev det försenat och startades i juli. Starten i juli innebar ändå att den normala blomningen under sensommaren omfattades av försöket. Det tar normalt ett tag för dammarna att fyllas upp så att hela botten får en vattenspegel. Vid försökets start sattes ett högt inflöde till dammarna för att förkorta denna tid så mycket som möjligt, detta är normalförfarande vid drifttagande av dammarna. Redan några dagar efter att vattnet släpptes på hade det bildats en täckande vattenspegel och vattennivån började sakta stiga. Elva dagar efter att vattenflödet startades var vattendjupet ett par decimeter och nitratdosering inleddes. Täckningen av dammbottnarna skedde snabbare än planerat och kompenserade till viss del förseningen så att de första proven på vatten från dammhalvorna kunde tas i slutet av juli som planerat.

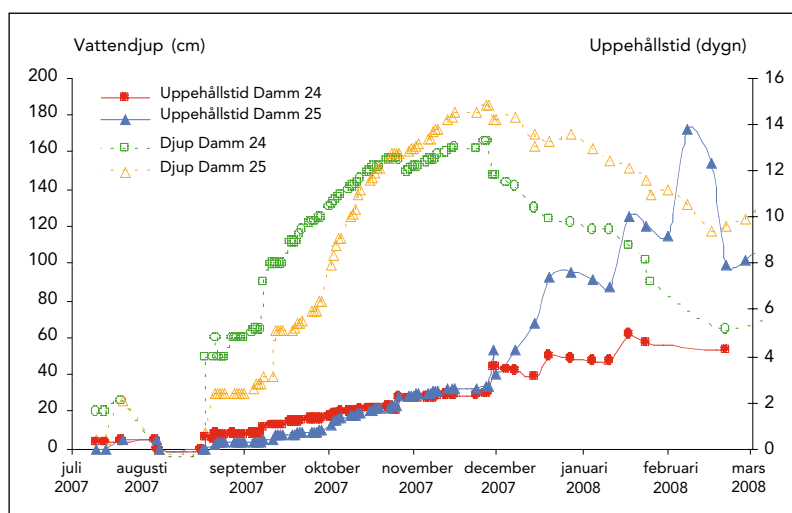
Dammarnas botten är lagda med ett litet fall för att underlätta bildningen av en sammanhängande vattenspegel vartefter dammen täcks. Detta medför att djupmätningarna vid de olika bryggorna skiljer sig åt även i samma damm. Som djup för beräkningarna av uppehållstiden har därför de mätningar som genomfördes dagligen vid mätöverfallet i samband med nitratdoseringen använts. Ju lägre vattennivån är desto kortare blir uppehållstiden och svängningarna i nitratkoncentration är större. Vartefter vattennivån stiger blir också uppehållstiden längre (Figur 7-2). Uppehållstiden beräknas genom att ta det mätta vattendjupet multiplicerat med arean för att få den aktuella vattenvolymen i dammhalvan. Denna vattenvolym divideras därefter med det aktuella inflödet vilket ger en teoretisk uppehållstid om allt vatten stannat i dammen lika länge. I verkligheten är det naturligtvis en del variationer kring detta värde bland annat beroende på att strömningen i dammen inte är helt lika i alla delar.

Drygt tre veckor efter försöksstarten var försöket tvunget att tillfälligt avbrytas. Anledningen var att vattennivån i hela täkten var på väg att bli för hög på grund av regn varför vattenintaget från Vombsjön stängdes. Av förklarliga skäl sjönk vattennivån i försöksdammarna så att försöket behövde startas om i mitten av augusti. Vid denna omstart blev dammarna täckta med vatten på ett dygn och nitrat tillsats startades efter ytterligare ett dygn. Därefter steg vattennivån och därmed uppehållstiden sakta.

Ju lägre vattennivån är desto svårare är det att ta representativa prover från vattenmassan. Risker vid små vattendjup är att både material nära sedimenten och ytansamlingar påverkar resultaten. Detta påverkar främst partiklar och partikelbundna ämnen men inte lösta ämnen i samma utsträckning.



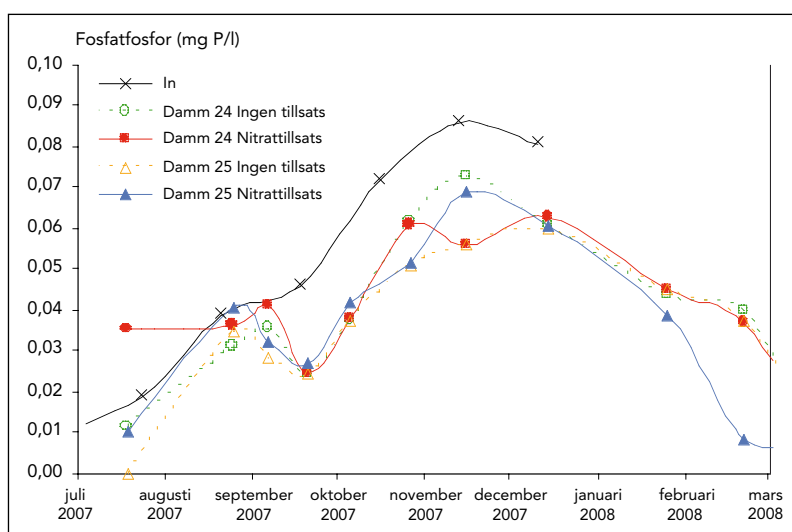
Figur 7-1
Kornstorleken varierar i olika skikt i dammarnas botten.



Figur 7-2 Vattendjup och uppehållstid i försöksdammarna.

7.1 Vattenkemiska parametrar

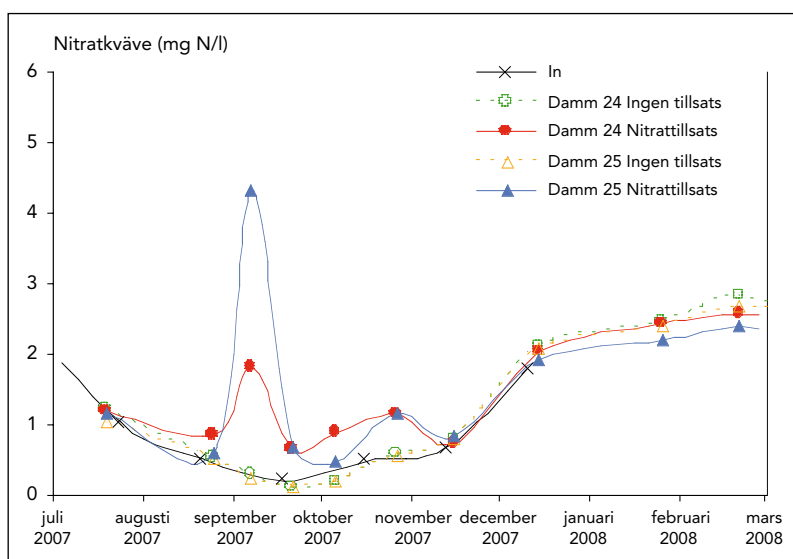
Halten *fosfatfosfor* i sjövattnet (före mikrosilarna) ökade från juli till och med november vilket är normalt, ökningen är lika som under motsvarande period 1996–2001. Tidigare undersökningar av Vombsjön har klassat denna ökning som ett resultat av intern fosforbelastning, då fosfatfosfor utgör en betydande andel av ökningen i totalfosfor (Cronberg et al. 2002a). I dammarna ökade halten fosfatfosfor också, parallellt med ökningen i vattnet före mikrosilen (Figur 7-3). Så länge vattennivån i dammarna var låg och uppehållstiden kort var halterna jämförbara med det inkommande vattnet. Då uppehållstiden blev längre sjönk fosfatfosforhalten i dammarna jämfört med det inkommande vattnet. Detta kan orsakas av fosfatet binds i biomassa eller på andra sätt blir partikelbundet och därför inte analyseras i vattenfasen. Biologiskt upptag av fosfat samt utfällning med till exempel järn eller mangan ger denna effekt.



Figur 7-3 Variationen av fosfatfosfor i inkommande vatten samt i dammhalvorna.

Halten *totalfosfor* varierade kraftigt och inget tydligt samband kunde utläsas. Sannolikt beror spridningen på provtagningssvårigheterna då en del av totalfosfor är partikelbunden. Andelen fosfatfosfor var ca 50 % i augusti för att sjunka till 40 % under september. Därefter ökade andelen till ca 80 % i slutet av november. Andelen fosfatfosfor ökar då biomassan minskar. Detta beror troligtvis på att fosfat frigjorts från cellerna då dessa dött, samtidigt som tillväxten var låg och inte recirkulerat den frigjorda näringen inom beståndet.

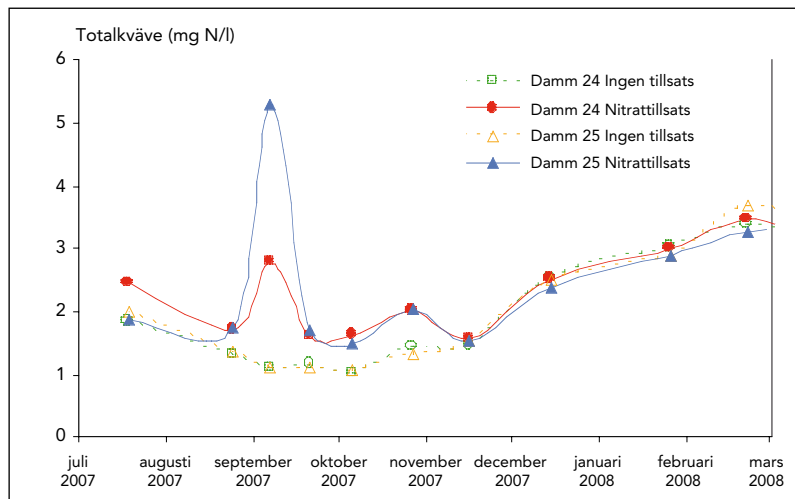
Halten *nitratkväve* i inkommande vatten och de försöksdammar som inte fick extra nitrat stämmer väl överens med varandra (Figur 7-4). I de försöksdammar som fått extra nitrat är halterna högre och variationen större. Anledningen till att den önskade ökningen i halten (2 mg/l) inte syns i mätningarna är det faktum att tillsatserna gjordes en gång varje dag oavsett uppehållstid, samt att proverna tagits olika lång tid efter denna tillsats. Av denna anledning kan inte några långtgående slutsatser dras om den exakta nitrathalten. Generellt är dock nitrathalten högre i de delar som fått extra nitrat, ända tills nitrattillsatserna slutar i november, varefter halterna blir lika i inkommande vatten och i alla dammhalvorna.



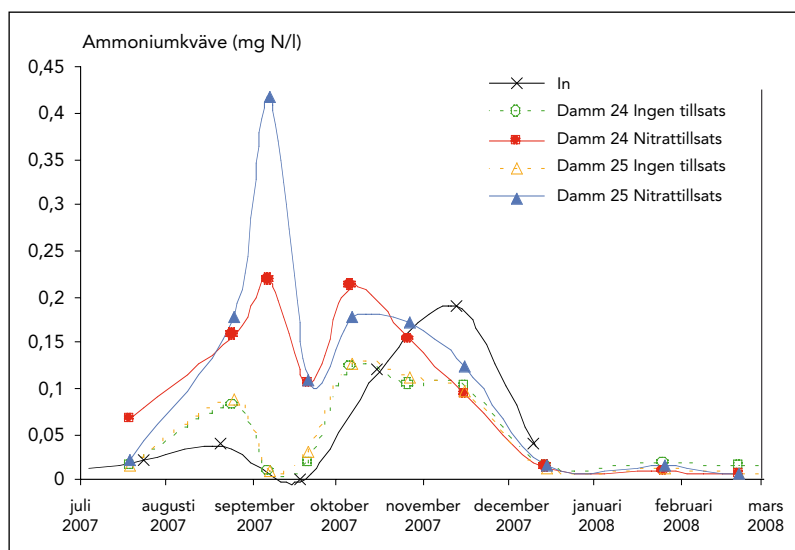
Figur 7-4 Nitrathalt i inkommande vatten och i dammhalvorna.

Som förväntat avvek halten *totalkväve* i de dammhalvor som fått extra nitrat tillsatt jämfört med de som inte fått nitrat (Figur 7-5). Skillnaden försvinner då nitrattillsatsen upphör. Av kväveanalyserna kan konstateras att tillsatt nitrat gav en mätbar förändring av kvävehalten. Den stora variationen i halten totalkväve för de dammhalvor som fått nitrattillsats kan förklaras på samma sätt som för halten nitratkväve enligt ovan samt att en del av totalkvävet är partikelbundet.

Halten *ammoniumkväve* var under tillsatsperioden högre i de delar som fått nitrat (Figur 7-6). Av samma anledning som för de övriga kvävefraktionerna varierar den uppmätta halten en del. Omsättningen av denna kvävefraktion är dessutom vanligtvis snabb varför variationerna normalt är ganska stora.



Figur 7-5 Totalkväve i de fyra dammhalvorna.



Figur 7-6 Ammoniumkväve i de fyra dammhalvorna.

Då halten av totalfosfor varierar kraftigt och totalkvävet inte är helt rättvist beroende på hur lång tid före provtagningen som aktuell tillsats gjordes, blir följaktligen kväve/fosforkvoten också oregelbunden. Under tillväxtsäsongen augusti–oktober ligger kvoten nära 20 i referenshalvorna (ingen nitrattillsats). Med nitrattillsats blir kvoten högre och teoretiskt skulle den komma över 29 vilket är målet, men mätvärdena visar inte alltid detta. Under hösten-vintern steg kvoten sakta och blir lika i de fyra dammhalvorna, kvoten var ca 30 i december och ökade vidare till över 70 i slutet av februari. Under januari–februari avvek den ena dammhalvan som tidigare fått nitrat tillsatt beroende på sjunkande fosfat och total-fosforhalter. Orsaken till detta är oklart men noterbart är att kiselalgerna i denna dammhalva ökar kraftigt i februari.

Järnhalten är ca 0,02 mg/l under sensommar och höst och stiger därefter ca 4 ggr till december. Under senvintern och våren minskar halten till ca 0,04 mg/l. Variationen ser likadan ut i alla fyra dammhalvorna och stämmer väl överens med hur sjövattnets variation ser ut.

Sulfathalten är lite ojämn under blomningsperioden men ligger mellan 6 och 10 mg/l medan sjövattnet varierar något mindre. Under vintern ligger sulfathalten i både sjövattnet och i vatten från dammhalvorna stabilt runt 8,8 mg/l.

7.2 Tillväxt

Vombsjön blommade i juli då försöket startades initialt. Efter omstarten av försöket syntes en tydlig blomning av cyanobakterier i slutet av augusti i alla fyra dammhalvorna (Figur 7-7). Detta innebär att försöket trots förseningen omfattade blomningsperioden.

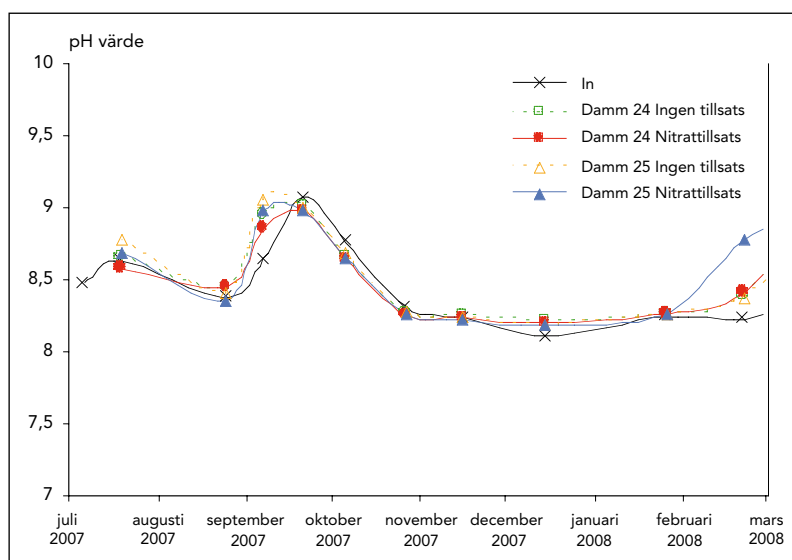


Figur 7-7 Blomning av cyanobakterier i damm 25 med nitrattillsats, alla fyra dammhalvorna såg ungefär likadana ut vid detta tillfälle.

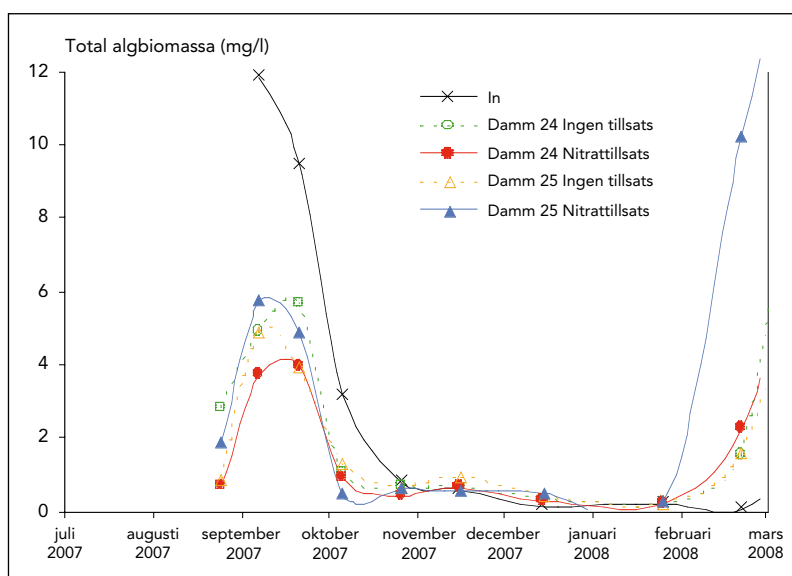
En indikation på blomning är att pH stiger. Detta inträffade under september i både inkommande vatten och samtliga dammhalvor (Figur 7-8). Även påföljande vår, då inga tillsatser gjordes, kunde en ökad algbiomassa ses samtidigt som en pH ökning.

Den totala mängden analyserad algbiomassa i det inkommande vattnet var större än i dammhalvorna (Figur 7-9). Detta innebar att biomassan reduceras under vattnets uppehållstid i dammarna. Denna förändring påverkas av flera faktorer som tillförsel, tillväxt och sedimentation. Under februari–mars året efter försöket ökade däremot biomassan fortare i dammhalvorna än i det inkommande sjövattnet. Detta skulle kunna bero på bättre ljusförhållanden, högre temperatur eller bättre näringstillgång då tillväxten sätter fart igen efter vintern.

Kiselalger har i tidigare försök (Cronberg, Cronberg & Annadotter 2005, Hellfalk & Sigvardsson Lööv 1999) visat en högre tillväxt vid nitratbehandling. Detta skulle kunna tolkas som att kiselalger gynnas av nitrattillsatsen och utnyttjar näringen i stället för cyanobakterier. I detta försök syntes inga sådana skillnader under perioden sensommar-



Figur 7-8 pH värdets förändring under försöksperioden.

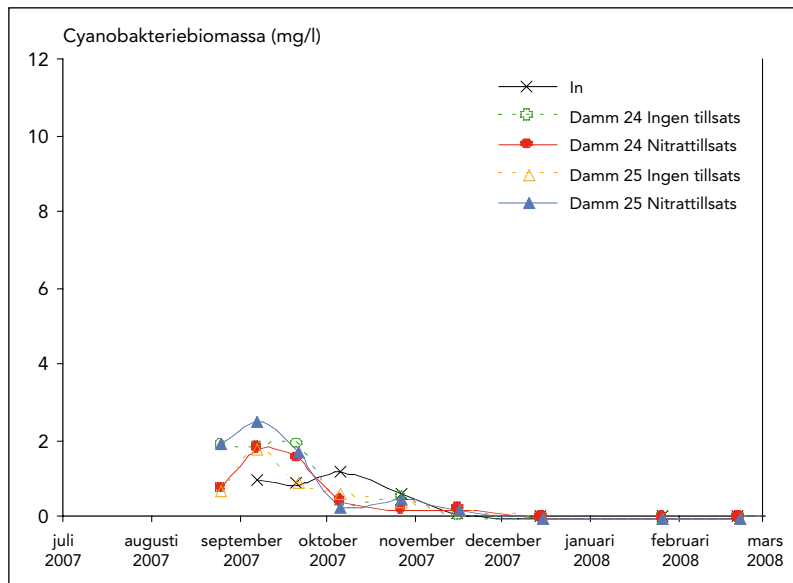


Figur 7-9 Algbiomassa i inkommande vatten och i dammhalvorna.

vinter. Kurvan för kiselalgerna stämmer mycket väl i utseende med kurvan för den totala biomassen av alger, men med lite lägre värden. I detta försök var biomassen av kiselalger ganska lika i de olika dammhalvorna, som samtliga hade mindre mängd kiselalger än det inkommande vattenet. Däremot visar den ena dammhalvan med nitrattillsats (damm 25) en kraftig ökning av kiselalgerna i februari, alltså 3 månader efter det att nitrattillsatsen avbrutits. Denna ökning av kiselalger sammanfaller med minskning av både fosfat- och totalfosfor.

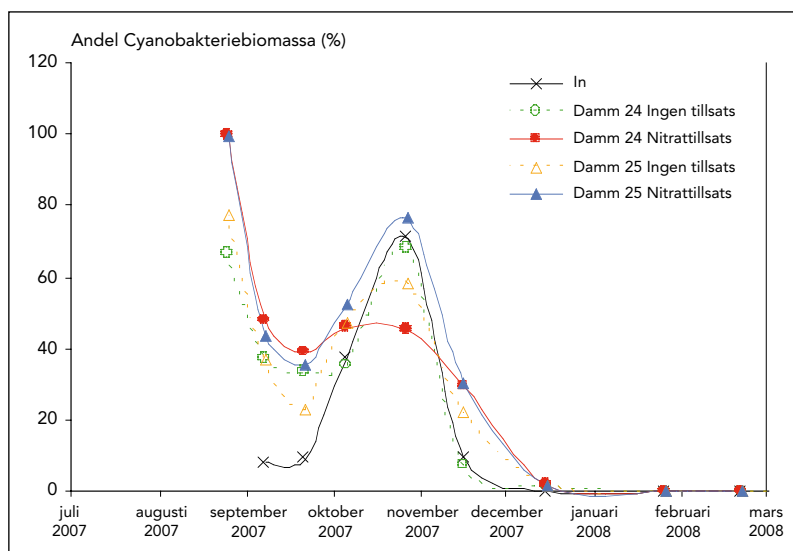
Koncentrationen cyanobakterier i det inkommande vattnet från sjön var lägre än i dammarna under september (Figur 7-10). Motsvarande förhållande gäller dock inte för total mängd algbiomassa eller för kiselalger vilka visade motsatt resultat. Under oktober minskade däremot halten cyanobakterier i dammhalvorna och blev lägre än i inkommande vatten. I damm 24 var halten cyanobakterier högre (eller lika) i

den halva som inte fått något extra nitrat. I damm 25 var resultatet det omvända med högst halter cyanobakterier under augusti–september i den halva där nitrat tillsattes.



Figur 7-10 Cyanobakteriebiomassa i inkommande vatten samt i dammhalvorna.

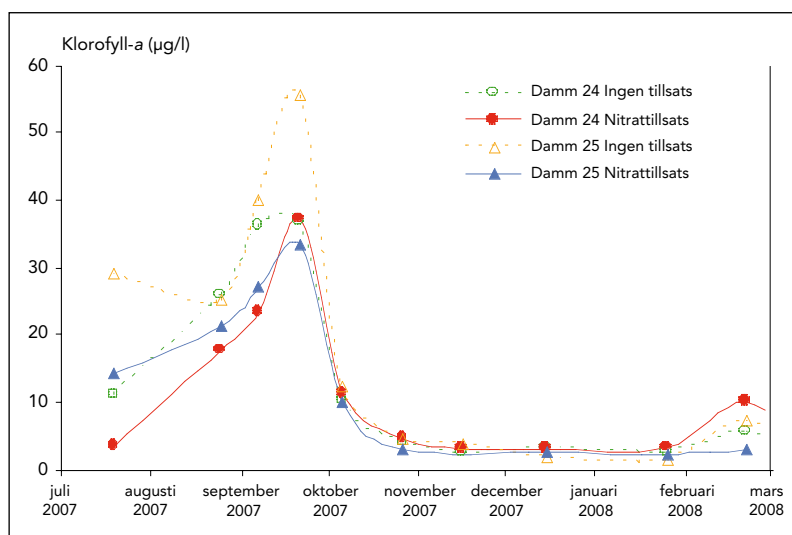
Blomningen under september medförde att både den totala algbiomassan och cyanobakteriebiomassan ökade. Förhållandet mellan dem visar att kiselalger och övriga alger ökade mer än cyanobakterier under perioden augusti-september eftersom andelen cyanobakterier sjunker (Figur 7-11). Under hösten då biomassan generellt minskar verkar cyanobakteriebiomassan minska långsammare än till exempel kiselalgerna vilket gör att andelen cyanobakterier stiger trots att även de var på nedgång. De delar som fått extra nitrat avviker inte entydigt från de utan tillsatt nitrat. Noterbart är dock att vid första provtagningen efter omstarten



Figur 7-11 Andelen cyanobakterier av totalt kvantifierad mängd alger och cyanobakterier.

så är andelen cyanobakterier i de dammhalvor som fått nitrat 100 %, jämfört med knappt 80 % i de dammhalvor som inte fått nitrat.

Om cyanobakterier är de växtplankton som dominerar kan klorofyll-*a* användas som ett mått på deras tillväxt i en vattenmassa. Under blomningstiden i försöket är klorofyllhalten högre i de delar som inte fått extra nitrat (Figur 7-12) vilket alltså inte stämmer överens med den direkta kvantifieringen av cyanobakterier (Figur 7-10). Alltså är klorofyll-*a* inte representativt för cyanobakterier i detta försök. Däremot så ökar halten klorofyll-*a* under blomningen och stödjer att det är en total tillväxt av växtplankton under perioden.

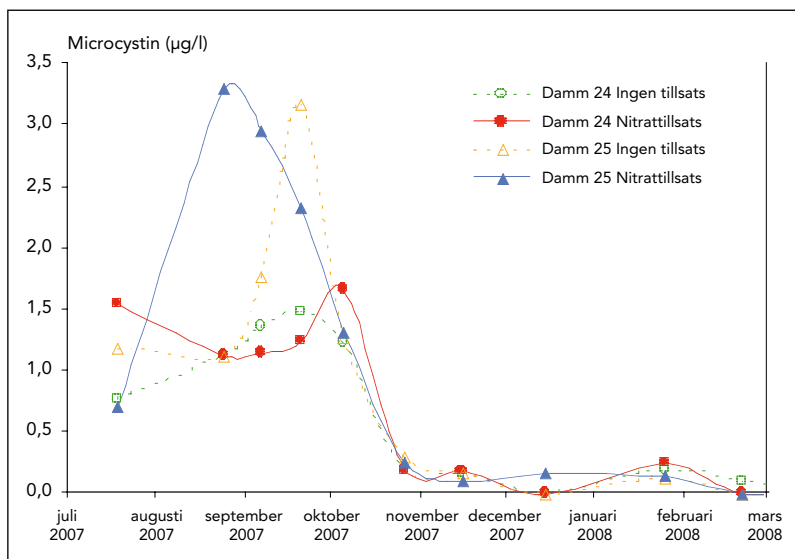


Figur 7-12 Klorofyllhaltens förändring under försöket.

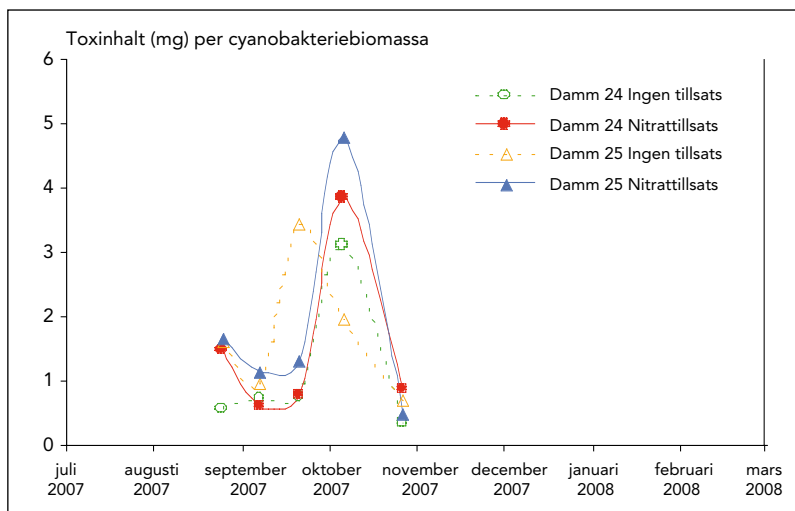
7.3 Toxin

Som väntat finns det toxinproducerande stammar bland de cyanobakterier som blommar i Vombsjön och i infiltrationsdammarna. I den ena dammen skiljer det bara lite mellan toxinhalterna i halvorna med och utan tillsats av nitrat (Figur 7-13). I den andra dammen (damm 25) är variationen större och utan nitratillsats är det ett mätvärde som avviker och ligger över 2 µg/l microcystin. För nitratillsatshalvan i damm 25 är det tre värden som ligger över 2 µg/l microcystin. Vid två av dessa tillfällen är toxinhalten i nitratillsatshalvan 2–3 gånger högre än i den halva som inte fått extra nitrat. Som nämnts ovan kan viss variation vara beroende av svårigheter att ta representativa prover då vattennivån var låg. I slutet av oktober har toxinhalten sjunkit till låga värden i samtliga dammhalvor. Tilläggas kan att det inte detekterades något toxin i det vatten som produceras i vattenverket under försöksperioden.

Under september då det finns mest cyanobakterier är toxinhalten per gram cyanobakterier lägre än senare då blomningen var på väg att avta i början av oktober (Figur 7-14). Under vintern var biomassan cyanobakterier och toxinhalten låga vilket gör att kvoten lätt blir missvisande (ett litet mätfel ger oproportionerligt stort utslag).



Figur 7-13 Halten microcystin i de olika dammhalvorna.



Figur 7-14 Toxinhalt per cyanobakteriebiomassa under blomningen.

8 Diskussion

Den försenade starten kompenseras av att dammarna täcktes snabbare än planerat. Omstarten, som orsakades av regn, förkortade däremot tyvärr den mest intressanta delen av försöket. Bedömningen gjordes att det ändå var idé att fortsätta genomförandet. Normalt pågår blomningen av cyanobakterier i Vombsjön och i dammarna från sommaren ända in på senhösten, så också detta år. Avbrottet strax efter försöksstarten medförde att början av blomningsfasen missades. Detta begränsar de slutsatser som kan dras av försöket, men resultaten från den genomförda perioden kan ändå ses som representativa för hur dammarna fungerar.

Om denna metod för reduktion av cyanobakterier skulle kunna användas i Vombfältet måste den fungera även på dammar som nyligen startats. Normalt infiltreras den största mängden vatten i början då en damm nyligen startats och detta innebär att upp till 80 % av den infiltrerade vattenvolymen har en uppehållstid i dammen som är kortare än 1 dygn. Den korta uppehållstiden, som alltså är normal, orsakar dock fenomen som försvårar utvärderingen av resultaten. Som nämnts tidigare är provtagningen mer komplicerad och det är svårare att ta representativa prov än då dammen innehåller mycket vatten. En hög vattennivå hänger normalt samman med lägre infiltrationskapacitet vilket ger en längre uppehållstid. Dessa förutsättningar, som hade underlättat utvärderingen, gäller alltså för en mindre mängd av den totalt infiltrerade vattenvolymen och valdes därför inte. De aktuella dammarnas infiltration följde tidigare mönster och i slutet av försöksperioden var infiltrationen så låg att de stängdes för skumning då försöket avslutades.

Förutom provtagningsproblem orsakar den låga vattennivån korta sedimentationssträckor, samtidigt som sedimentationen försvåras av en kraftig strömning i vattenmassan. Turbulensen i vattenmassan orsakas av det inströmmande vattnet samt av vind. Cellkoncentrationen i dammen påverkas av tillförsel, tillväxt, död (inklusive betning av zooplankton) och sedimentation. Olika arter har olika sedimentationsegenskaper, tillväxthastighet och dessutom olika förmåga att själva påverka sitt läge i vattenmassan. Tidigare mätningar har visat att vattnet generellt blir bättre i infiltrationsdammarna jämfört med det inkommande vattnet. Även under de dåliga blomningsförhållandena som rådde under 2007 så ökade halten cyanobakterier i dammarna i jämförelse med det inkommande vattnet. Detta måste dock inte bero på tillväxt utan kan vara orsakat av en låg sedimentationshastighet så att det inkommande flödets tillförsel har större betydelse. Skillnader i sedimentationshastighet mellan olika arter skulle kunna förklara varför kiselalgern minskar och cyanobakterierna ökar i jämförelse med halten i inkommande vatten. När förhållandena för tillväxt är optimala och det inte finns några begränsningar växer cyanobakterier exponentiellt. Detta innebär att de snabbt blir många fler. Ökningen av cyanobakterier från inkommande vatten till halten i dammhalvorna var i försöket

måttlig. Under optimala betingelser är tillväxten betydligt kraftigare, vilket visar att förutsättningarna i försöket har varit tillväxtbegränsade. Vad som orsakat tillväxtbegränsningen är okänt men det var inte enbart nitratbrist då tillförsel av nitrat inte orsakade en kraftig tillväxt. Vilken effekten av nitrattillförsel hade varit under andra perioder (vår och försommar) med dominans och tillväxt av andra växtplankton studerades inte i detta försök. Eftersom den specifika tillväxthastigheten och sedimentationshastigheten inte är kända för de förutsättningar som rådde under försöket så går det inte att avgöra vilken av dessa faktorer i kombination med tillförselhastigheten som dominerat.

Blomningen i Vombsjön pågick för fullt då försöket startades första gången och tydlig blomning fanns i samtliga dammhalvor några dagar efter omstarten av försöket. Detta visar att åtminstone en del av den intressanta blomningen omfattas av försöket även om de givetvis hade varit intressant att få med en större del i undersökningen.

En bieffekt av att starta dammar under den mest intensiva blomningsperioden är, enligt tidigare undersökningar, att den totala infiltrationskapaciteten för dessa dammar blir lägre på grund av att biozonen sätts igen och filterhuden tillväxer snabbare. Denna effekt syntes även i detta försök och den genomsnittliga infiltrationskapaciteten var 0,3 m/dag vilket är lägre än föregående infiltrationsomgång i respektive damm.

Trots att dammarna ligger intill varandra, har likartad kornstorleksfördelning i botten och var nyordningställda gav de lite olika och motsägelsefulla resultat under första delen av försöket. Detta kan sannolikt vara orsakat av provtagningssvårigheterna.

Kvävehalten skiljde sig som förväntat åt mellan nitratbehandlade och icke nitratbehandlade dammhalvor. Den variation i koncentration som orsakades av daglig kvävetillsats var inte ett problem, tvärt om så finns det indikationer på att tillsatser veckovis är bättre än dygnsvis. I detta försök var dock uppehållstiden så kort att tillsats 1 gång i veckan hade påverkat för liten andel av det inkommande vattnet. Mikroorganismer i de manipulerade dammhalvorna har haft bättre tillgång till kväve än de i referenshalvorna.

Ökningen av fosfatfosfor och minskningen av nitratkväve under sensommaren och hösten i det inkommande vattnet förändrar vikt-kvoten N/P till cyanobakteriernas fördel och syftet med nitrattillsatsen var att motverka detta. De obehandlade dammhalvorna uppvisade kvoter runt 20 medan de behandlade delarna oftast hade högre N/P-kvoter vilket skulle missgynna cyanobakteriernas tillväxt. De önskade förutsättningarna med avseende på kvoten mellan kväve och fosfor i vattnet uppnåddes alltså i försöket.

Ett av målen med försöket var att visa om nitrattillsats är en effektiv metod för minskning av toxinhalten i vattnet. Även i detta avseende är resultaten svårtolkade med klart högre värden vid två tillfällen i en behandlad del samt ett tillfälle med klart högre värden i en obehandlad del. Halterna är inte anmärkningsvärt höga men det krävs att reningen i marken fungerar innan vattnet blir godkänt som dricksvatten med avseende på toxinhalten. Toxinhalten är ungefär fördubblad vid de höga värdena jämfört med övriga resultat. Denna skillnad återspeglas inte i

halten cyanobakterier. Detta kan antingen betyda att koncentrationen i cellerna är olika eller att halten löst toxin är olika (toxinet läcker ur cellerna då dessa dör). Det kan även förklaras av att flera olika arter blommade simultant under perioden och de har olika toxinhalt (ibland inget alls). Svårigheterna med provtagningen, som främst ger effekter på partikelbundna ämnen, kan också vara orsaken men de olika dammhalvorna visar relativt lika kurvor med avseende på halten cyanobakterier.

Under de givna förutsättningarna har den extra kvävetillgången inte reducerat cyanobakterierna men inte heller orsakat exponentiell tillväxt eller extra blomning av vare sig cyanobakterier eller andra alger. Detta är en avvikelse mot tidigare försök då nitrattillsats indikerat en tydlig ökning av kiselalger i september. Orsaken till varför motsvarande kiselalgsblomning inte uppstått i föreliggande experiment är inte klarlagt. Skillnaden i biomassa mellan dammarna är tämligen marginell och svårigheterna att ta representativa prov på grund av låg vattennivå kan inte uteslutas som förklaring till avvikelserna. Sensommaren 2007 var inte speciellt varm vilket medförde att algsblomningen i både Vombsjön och försöksdammarna var jämförelsevis begränsad.

Det bästa hade givetvis varit om förutsättningarna varit optimala för en exponentiell tillväxt och att kraftigare blomning inträffat. Så var tyvärr inte fallet och därför kan ingen säker slutsats dras om tillsats av kväve är en meningsfull strategi eller ej för att reducera blomning av cyanobakterier i infiltrationsdammar utan sediment. Av samma anledning kan heller ingen slutsats dras om det extra kvävet orsakar blomning av andra växtplankton eller inte. Vad som kan konstateras är att tillsatsen av kväve under rådande betingelser inte gav vare sig någon tydlig negativ eller positiv effekt på toxinhalten och inte orsakade en exponentiell tillväxt hos vare sig cyanobakterier eller andra alger.

Försöket omfattade endast en begränsad del av året och visar därför inte på vilka effekter som kan uppstå vid kontinuerlig tillförsel av kväve året runt eller under en period som omfattar en större del av tillväxtsäsongen. Det är oomtvistat att halten tillförd fosfor behöver reduceras till övergödda limniska och marina recipienter men det råder delade meningar om huruvida detsamma gäller för kväve. Antingen kan kvävet gynna uppkomst av blomning av cyanobakterier och/eller andra växtplankton, eller också har det inte en tydlig påverkan på tillväxten. Tyvärr råder det för stor osäkerhet kring de här presenterade resultatens representativitet för att kasta ytterligare ljus över frågan.

Eftersom dammarna saknade sediment, vilket var meningen, så säger avsaknaden av skillnad mellan dammhalvorna inget om omsättningen av näringsämnen i sediment. Det går av samma anledning inte heller att dra slutsatser om hur intern fosforbelastning hade påverkats av nitrattillsats.

För att en åtgärd av det här slaget skall vara aktuell att genomföra i full skala på allt infiltrerat vatten krävs det att resultaten är helt entydiga. Den tillsatta mängden kväve i vattnet måste omsättas och bindas i de biologiskt aktiva delarna av infiltrationen, annars finns det en risk att halten nitrit blir för hög i dricksvattnet. Anledningen är att det tillförda nitraten kan omvandlas till nitrit under infiltrationsprocessen i marken. Detta var dock ingen risk under föreliggande försök,

då vattnet som behandlats med nitrat endast utgjorde en liten del av den totalt infiltrerade vattenvolymen. Däremot så skulle det finnas risker om allt infiltrerat vatten behandlades. Då det i dagsläget inte finns några garantier för att toxinhalten i dammarna sjunker av nitrattillsats är denna lösning inte aktuell för Vombfältet. Åtgärder måste ske på andra sätt, till exempel genom att starta dammarna så att de har en mycket aktiv filterhud och biozon då blomningen av cyanobakterier börjar. Denna biologiska aktivitet bidrar då till att reducera toxinhalten i vattnet. Självklart kan det med ökade kunskaper framöver finnas skäl att ompröva detta.

Referenser

- Annadotter, H. (1993) *Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt en litteraturstudie*. Rapport från Svenskt Vatten AB, VA-Forsk 1993-3.
- Annadotter, H. (2006) *Kvävet betydelse för cyanobakterier och andra vertikalmigrerande alger – en studie av åtta sjöar*. Rapport Svenskt Vatten AB, VA-Forsk 2006-12.
- Beckman-Sundh, U. (1997) Cyanobakterier – blågröna alger. *Vår Föda* 49 (1):10–14.
- Bengtsson, B. (2008) *Kävlingeån Vattenkontroll 2007*. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund. Rapport Ekologgruppen i Landskrona AB.
- Blomqvist, P., Pettersson, A. & Hyenström, P. (1994) Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie* 132 (2):141–164.
- Bourke, A. T. C., Hawes, R. B., Neilson, A. & Stallman, N. D. (1983) An outbreak of hepatoenteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon* 21 (Supplement 3):45–48.
- Chorus, I. & Bartram, J. (red:er) (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spoon, London. Världshälsoorganisationen (WHO).
- Cronberg, G. (1996) *Växtplankton i Vombsjön, 1989–1995*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M., Lirås, V. & Lawton, L. (1997) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket samt på växtalger i infiltrationsdammarna 1996–1997*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M., Lirås, V., Lawton, L. & Palmqvist, E. (1998) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 1997–1998*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M., Lirås, V. & Lawton, L. (1999) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i sjö-, rå- och dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 1998–1999*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M. & Lirås, V. (2000) *Undersökning av Vombsjön 1999*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.

- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M., Lirås, V. & Lawton, L. (2001) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i sjö-, rå- samt dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 1999–2000*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Gustafsson, S. & Stenberg, M. (2002a) *Undersökning av Vombsjön 2001*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lindberg, M., Lirås, V. & Lawton, L. (2002b) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 2000–2001*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Gustafsson, S., Lirås, V. & Lawton, L. (2002c) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i dricksvatten från Vombverket samt kontroll av toxiska alger i några infiltrationsdammar 2001–2002*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lirås, V. & Lawton, L. (2003) *Undersökning om förekomst av alger och algtoxiner i dricksvatten från Vombverket 2002–2003*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, N., Cronberg, G. & Annadotter, H. (2005) *Experiment med tillsats av kalksalpeter i infiltrationsdammar vid Vombverket, 2004–2005*. Rapport. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Cronberg, G. & Annadotter, H. (2006) *Manual on aquatic cyanobacteria. A photoguide and a synopsis of their toxicology* UNESCO & ISSHA. ISBN 87-990827-0-5.
- Everall, N. C. & Lees, D. R. (1997) The identification and significance of chemicals releases from decomposing barley straw during reservoir algal control. *Water Research* 31(3): 614–620.
- Gobler, C. J., Davis, T. W., Coyne, K. J. & Boyer, G. L. (2007) Interactive influences of nutrient loading, zooplankton grazing, and microcystin synthetase gene expression on cyanobacterial bloom dynamics in a eutrophic New York lake. *Harmful Algae* 6: 119–133.
- Hellfalk, L. & Sigvardsson Lööf, C. (1999) *Tre försök att påverka algpopulationen i råvattnet vid Vombverket. Inneslutningsförsök med ishavslera, enzym och nitrattillsats*. Projektarbete inom Sjörestaurering SJR011. Institutionen för Teknik, Högskolan Kristianstad.
- Jansson, M. (1987) Anaerobic dissolution of iron-phosphorus complexes in sediment due to the activity of nitrate-reducing bacteria. *Microbial Ecology* 14: 81–89.
- Jerdén, A., Gudmundson, S. & Larsson, L. (1951) *Vattenverket i Vomb*. Bok. Drätselkammarens andra avdelning. Malmö.

- Lagus, A., Suomela, J., Helminen, H., Lehtimäki, J. M., Sipura, J., Sivonen, K. & Suominen, L. (2007) Interaction effects of N:P ratios and frequency of nutrient supply on the plankton community in the northern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 332: 77–92.
- Lindvall, A. & Ulén, B. (2005) Bortpumpning av sjöars bottenvatten för att minska internbelastningen av fosfor. Erfarenheter från Bornsjön. *Vatten* 61: 183–192.
- Long, B. M., Jones, G. J. & Orr, P. (2001) Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Applied and Environmental Microbiology* 67(1): 278–283.
- Nyberg, E. (2003) *Toxiska alger och dess påverkan på bad och friluftsliv i Öresundsregionen*. Kursrapport, Ekotoxikologi, Lunds Universitet.
- Orr, P. T. & Jones, G. (1998) Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnology and Oceanography* 43(7): 1604–1614.
- Phillips, G., Kelly, A., Pitt, J-A., Sanderson, R. & Taylor, E. (2005) The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. *Freshwater biology* 50 (10):1628–1638.
- Ripl, W. & Lindmark, G. (1978) Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment. *Vatten* 2: 135–144.
- Magnusson, P., Schuster, J., Sundahl, A-C., Tilly, L., Wennberg, C. & Wettermark, F. (2008) *Vombsjöns avrinningsområde – ett projekt i ramdirektivets anda*. Rapport Sydsvatten AB.
- Smith, V. H. (1983) Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669–671.
- Smith, V. H. (1986) Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 148–153.
- Stockner, J. G. & Shortreed, K. S. (1988) Response of *Anabena* and *Synechococcus* to manipulation of nitrogen: Phosphorus ratios in a lake fertilization experiment. *Limnology and Oceanography* 33 (6): 1348–1361.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J. & Jeppesen, E. (2001) Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: 427–442.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Skov, C., Van Nes, E. H., Roijackers, R., Lammens, E. & Portielje, R. (2007) Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44 (6):1095–1105.
- Van de Bund, W. J., Romo, S., Villena, M. J., Valentin, M. Van Donk, E., Vicente, E., Vakkilainen, K., Svensson, M., Stephen, D., Ståhl-Delbanco, A., Rueda, J., Moss, B., Miracle, M. R., Kairesalo, T., Hansson, L.-A., Hietala, J., Gyllström, M., Goma, J., Garcia, P.,

- Fernandez-Alarez, M., Fernandez-Alarez, C., Ferriol, C., Collings, S. E., Bécares, E., Balayla, D. M. & Alfonso, T. (2004) Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49:1608–1618.
- Vézie, C., Rapala, J., Vaitomaa, J., Seitsonen, J. & Sivonen, K. (2002) Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and non-toxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations. *Microbial Ecology* 43: 443–454.
- Wetzel, R. G. (2001) *Limnology. Lake and river ecosystems*. Bok, 3:e ed. Academic Press San Diego, USA, s 278–279.
- Wiederholm, T. (1989) *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag: Näringsämnen, syre, ljus, förorening*. Naturvårdsverket Rapport nr 3627. ISBN 91-620-3627-0.
- Yakobowski, S. J. (2008) *Ecological factors controlling microcystin concentrations in the Bay of Quinte, Maumee Bay, and Three Grand River reservoirs*. Avhandling. Waterloo, Canada.



Box 47607, 117 94 Stockholm

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se